

Matheus Moraes Zambon

**ALTERNATIVAS PARA A GESTÃO DOS RESÍDUOS
ORGÂNICOS URBANOS: UM ESTUDO DE CASO NA CIDADE
DE FLORIANÓPOLIS**

Dissertação submetida ao Programa de
Pós Graduação em Engenharia de
Produção da Universidade Federal de
Santa Catarina para a obtenção do
Grau de mestre em Engenharia de
Produção
Orientador: Profa. Dra. Mônica Maria
Mendes Luna

Florianópolis
2017

Ficha de identificação elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Zambon, Matheus Moraes

Alternativas para a gestão dos resíduos orgânicos urbanos: Um estudo de caso na cidade de Florianópolis / Matheus Moraes Zambon ; orientador, Mônica Maria Mendes Luna, 2017.
150 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção, Florianópolis, 2017.

Inclui referências.

1. Engenharia de Produção. 2. Economia Circular. 3. Resíduos sólidos urbanos. 4. Compostagem. 5. Resíduos orgânicos. I. Mendes Luna, Mônica Maria . II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. III. Título.

Matheus Moraes Zambon

**ALTERNATIVAS PARA A GESTÃO DOS RESÍDUOS
ORGÂNICOS URBANOS: UM ESTUDO DE CASO NA CIDADE
DE FLORIANÓPOLIS**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de Mestre em Engenharia de Produção, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção.

Florianópolis, 12 de Maio de 2017.

Prof. Fernando Antônio Forcellini, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

Prof.^a Mônica Maria Mendes Luna, Dr.^a
Orientadora

Prof. Armando Borges de Castilhos Junior, Dr
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. ^a Lucila Maria de Souza Campos, Dr.^a
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Paul Richard Momsen Miller, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado a todos que
lutam por um planeta mais sustentável.

AGRADECIMENTOS

Seria impossível ser justo e prestar os devidos agradecimentos a todas as pessoas que colaboraram com este trabalho nos últimos 2 anos, tanto diretamente na coleta de informações ou na discussão de idéias, quanto indiretamente, me ajudando a ser uma pessoa melhor. No entanto, alguns agradecimentos especiais devem ser registrados:

aos meus pais por terem me proporcionado a oportunidade de ter uma educação de qualidade e me incentivarem nesse processo;

a minha orientadora, tanto pela formação acadêmica e pessoal que me proporcionou durante esses últimos dois anos e meio de trabalho, quanto pelo papel vital que desempenhou no desenvolvimento deste trabalho;

aos meus colegas do NURES e a todas as outras pessoas que trabalharam comigo nesses dois últimos anos,

a minha namorada, pela compreensão, paciência e ajuda nas elaborações textuais;

ao meu irmão e aos meus amigos, pela convivência proporcionada que me manteve feliz para poder desempenhar bem meu trabalho;

a todos os membros das empresas, órgãos públicos, ONG's ou projetos comunitários que foram entrevistados e colaboraram para este trabalho;

aos professores do Departamento de Engenharia de Produção e Sistemas (DEPS) que tive contato e puderam me passar um pouco de seu conhecimento;

ao CNPQ, pelos incentivos financeiros que me proporcionaram a dedicação exclusiva ao mestrado.

“Quando a última árvore tiver caído, quando o último rio tiver secado, quando o último peixe for pescado, vocês vão entender que o dinheiro não se come.” (atribuído a Greenpeace)

RESUMO

A geração de resíduos urbanos no Brasil chegou a 79,9 milhões de toneladas no ano de 2015, dos quais mais de 95% foram destinados a lixões e aterros sanitários. Do total gerado, 51,4% corresponde a resíduos orgânicos, sendo apenas 1,6% valorizados por meio de iniciativas de compostagem ou outras tecnologias alternativas, o que caracteriza um típico sistema linear. A mudança desse panorama para uma economia circular vêm sendo definida como objetivo em legislação de diversos países do mundo, o que exige também mudanças de comportamento da população. No cenário brasileiro, a aprovação da PNRS, em 2010, apresenta exigências aos municípios para que estes elaborem planos de gestão de resíduos e estabeleçam metas de redução do volume de resíduos encaminhados aos aterros sanitários, além da extinção dos lixões. O presente trabalho aborda este tema e apresenta um estudo de caso na cidade de Florianópolis. Os resíduos oriundos da coleta convencional de Florianópolis são, em sua maior parte, destinados ao aterro sanitário, mas se destacam iniciativas descentralizadas de compostagem organizadas pela sociedade civil que valorizam cerca de 6% do total de resíduos orgânicos gerados no município. Para descrever este cenário e avaliar as práticas usadas no município, foi realizada, inicialmente, a identificação das principais tecnologias existentes para o tratamento dos resíduos orgânicos urbanos adotadas no mundo, bem como a identificação dos sistemas de coleta e gestão de resíduos adotados nestes locais. Em seguida, o estudo de caso realizado em Florianópolis permitiu a identificação das iniciativas conduzidas no município, e as respectivas tecnologias usadas e volumes processados. Os resultados permitem afirmar que, para o cenário da cidade de Florianópolis e, possivelmente, para a maior parte das cidades brasileiras, sistemas de compostagem descentralizada são preferíveis tanto em termos ambientais quanto em termos de custos, embora políticas públicas sejam imprescindíveis para que estes tenham eficácia. O trabalho ainda permite sugerir que tecnologias de tratamento de larga escala, como a biodigestão anaeróbica e o tratamento mecânico biológico, são necessárias para que a valorização de resíduos orgânicos alcance taxas mais elevadas.

Palavras-chave: Resíduos orgânicos urbanos. Economia Circular. Compostagem.

ABSTRACT

Municipal solid waste (MSW) generation reached a volume of 79.9 million tons in Brazil in 2015 and at least 95% was sent to landfills and dumps, which characterizes a linear management system. Likewise, this becomes evident when the organic fraction of MSW is analyzed. While this amount represents more than 40 million tons, only 1.6% of it is usually recovered through composting initiatives. Although this is a consolidate management system, it does not allow recovering the value of materials. Thus, a transition to a circular economy system has been heavily discussed by both public and private sectors in many countries, and accounts for cultural changes and public policies modifications. In Brazil, the approval of law 12,305 that instituted the Solid Waste National Policy (PNRS) in 2010, led municipalities to elaborate new waste management plans in order to reduce the amount of MSW send to landfills and, at the same time, adopt technologies that enable the implementation of circular economy estrategies. In light of this, we provide an overview of the main technologies available for treating organic urban waste and benchmark MSW systems implemented throughout the world. From that, we evaluate their applicability in the city of Florianópolis, where private decentralized composting initiatives have emerged in the last years and allow adding value to about 6% of the organic waste generated in the city. Results show that decentralized composting initiatives are suitable for the city of Florianopolis and also for most Brazilian cities, although public policies are necessary their efficient implementation. Moreover, this research suggests that large-scale treatment technologies, such as anaerobic digestion and mechanical biological treatment, are crucial for the accomplishment of high rates of organic waste valorization.

Keywords: Organic urban waste. Circular Economy. Composting.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - CICLO TÉCNICO E BIOLÓGICO NA ECONOMIA CIRCULAR	30
FIGURA 2 - METODOLOGIA DE DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO	37
FIGURA 3 - DIAGRAMA DE FUNCIONAMENTO DE UMA INSTALAÇÃO WTE.....	59
FIGURA 4 - GERAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS DOS EUA POR TIPO DE MATERIAL EM 2012	73
FIGURA 5 - TOTAL DE RESÍDUOS URBANOS DESCARTADOS EM ATERROS SANITÁRIOS NOS EUA POR TIPO EM DE MATERIAL EM 2012	74
FIGURA 6 - FATORES CONSIDERADOS NA IMPLEMENTAÇÃO DE UM SISTEMA DE GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS.....	102

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - VOLUMES DE RESÍDUOS GERADOS PELAS PRINCIPAIS CULTURAS BRASILEIRAS NO ANO DE 2009	32
QUADRO 2 - VOLUME DE RESÍDUOS GERADOS PELA CRIAÇÃO DE ANIMAIS NO BRASIL	33
QUADRO 3 - QUADRO COMPARATIVO ENTRE OS MÉTODOS DE COMPOSTAGEM	55
QUADRO 4 - PODER CALORÍFICO DOS DIFERENTES COMPONENTES DOS RSU	60
QUADRO 5 - MÉTODOS MAIS UTILIZADOS PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NA AUSTRÁLIA	83
QUADRO 6 - ESTUDOS COMPARATIVOS DAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS	104
QUADRO 7 - PRÓS E CONTRAS DAS PRINCIPAIS TECNOLOGIAS PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS	117
QUADRO 8 - GERAÇÃO PER CAPITA E TAXAS DE REAPROVEITAMENTO DOS RESÍDUOS POR PAÍS	120
QUADRO 9 - RESUMO DAS INICIATIVAS ESTUDADAS	128

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACATS – Associação Catarinense de Supermercados
ANDA – Associação Nacional para Difusão de Adubos
AWT – Alternative Waste Treatment
CCSS – Comissão Coleta Seletiva Solidária
CDR – Combustível Derivado de Resíduos
CEASA/SC – Central de Abastecimento de Florianópolis
CEPEA – Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada
COMCAP – Companhia de Melhoramentos da Capital
CTRES – Centro de Transferência de Resíduos Sólidos
EPA – Environmental Protection Agency
EPE – Empresa Pesquisa Energética
EUA – Estados Unidos da América
EYR – Environmental Yields Ratio
FLORAM – Fundação Municipal do Meio Ambiente
IDH – Índice de Desenvolvimento Humano
IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
ISWA – International Solid Waste Association
LCA – Life Cycle Analysis
MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MEBCalctm – Measuring Environmental Benefits Calculator
NSW – New South Wales
ONG – Organização Não Governamental
PAYT – Pay as you Throw
PEV – Ponto de Entrega Voluntária
PIB – Produto Interno Bruto
PNRS – Política Nacional dos Resíduos Sólidos
RDF – Refused Derived Fuel
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
TMB – Tratamento Mecânico Biológico
UE – União Européia
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
USEPA – United States Environmental Protection Agency
WTE – Waste to Energy

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	23
1.1. JUSTIFICATIVA	26
1.2. LIMITAÇÕES DA PESQUISA.....	27
1.3. OBJETIVOS.....	28
2. ECONOMIA CIRCULAR E OS RESÍDUOS DO CICLO BIOLÓGICO.....	29
2.1. O CICLO BIOLÓGICO E A CADEIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NO BRASIL	31
2.1.1. Os resíduos dos produtos agrícolas e da pecuária	32
2.2. OS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E OS ORGÂNICOS	34
3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	37
4. AS PRINCIPAIS TECNOLOGIAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS.....	41
4.1. ATERROS SANITÁRIOS	42
4.2. DIGESTÃO ANAERÓBICA	43
4.3. COMPOSTAGEM	45
4.3.1. Compostagem com revolvimento de leiras	49
4.3.2. Compostagem com leiras estáticas com aeração forçada..	50
4.3.3. Compostagem em sistemas fechados.....	51
4.3.4. Leiras estáticas com aeração passiva (método UFSC).51	
4.3.5. Vermicompostagem.....	53
4.4. TRATAMENTO MECÂNICO BIOLÓGICO: UM MÉTODO HÍBRIDO	56
4.5. WASTE TO ENERGY	58
5. A GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS NO MUNDO	61
5.1. UNIÃO EUROPÉIA	61
5.2. CHINA.....	67
5.3. ESTADOS UNIDOS	72
5.4. AUSTRÁLIA	80
5.5. ÍNDIA.....	86
5.6. BRASIL.....	88

6. A GESTÃO DE RSU EM FLORIANOPOLIS: A COLETA CONVENCIONAL.....	91
6.1. INICIATIVAS GOVERNAMENTAIS E NÃO GOVERNAMENTAIS DE VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS	92
6.1.1. Procomposto	93
6.1.2. Brotei.....	94
6.1.3. Agroecológica	95
6.1.4. Projeto Destino Certo.....	95
6.1.5. Horta Pacuca	95
6.1.6. Hotel SESC	96
6.1.7. Projetos de Compostagem comunitária apoiados pela CEPAGRO	96
6.1.8. Horta Alecrim	98
6.1.9. Projeto Família Casca	98
6.1.10. Projeto Olimpo	98
7. RESULTADOS.....	101
7.1. QUAL TECNOLOGIA TRAZ MAIS BENEFÍCIOS?.....	103
7.1.1. Resíduos orgânicos segregados na fonte	107
7.1.2. Resíduos orgânicos coletados sem separação na fonte (<i>mixed waste</i>)	110
7.1.3. As alternativas de tratamento de resíduos orgânicos e os benefícios energéticos	114
7.2. SISTEMAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS – DIFUSÃO DAS TECNOLOGIAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS NO MUNDO.....	118
7.3. SISTEMAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS – POLÍTICAS ADOTADAS E DIVISÃO DE CUSTOS DO SISTEMA.....	122
7.4. PANORAMA DE FLORIANÓPOLIS	126
7.5. SUGESTÕES PARA A ELABORAÇÃO DE POLÍTICAS PARA O AUMENTO DO REAPROVEITAMENTO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS	132
8. CONCLUSÃO.....	135
8.1. PESQUISAS FUTURAS	136
REFERÊNCIAS	139

1. INTRODUÇÃO

As últimas décadas se caracterizaram pelo crescimento econômico baseado no incentivo ao consumo sem uma preocupação com o aumento do volume de resíduos gerados. O modelo econômico tradicional, ou de produção linear – em que os produtos são fabricados a partir de materiais virgens, vendidos, consumidos e descartados como lixo – foi responsável pela utilização de, aproximadamente, 65 bilhões de toneladas de matéria prima virgem em 2010, e calcula-se que esse valor aumente para 82 bilhões até 2020 (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013a). No Brasil, estimativas mostram que, no ano de 2015, foram geradas 79,9 milhões de toneladas de RSU (resíduos sólidos urbanos), dos quais a maior parte foi destinada a aterros sanitários, aterros controlados e lixões (ABRELPE, 2014).

No modelo de produção tradicional, recursos são perdidos nos vários processos de transformação ao longo da cadeia produtiva e, após o consumo, são descartados como resíduos. Além disso, o baixo custo, tanto da obtenção de matérias-primas quanto da disposição final dos materiais, e o massivo incentivo ao consumo reforça esse modelo. No entanto, esse modelo se mostra insustentável no longo prazo, tendo em vista que a taxa de extração de matérias primas da natureza é maior que a capacidade de recuperação. Peace e Turner (1990) descrevem o planeta Terra como um sistema produtivo com uma entrada de energia infinita (energia solar), mas com taxas produtivas variáveis e recursos limitados. Dessa forma, deve-se retirar da natureza apenas sua produção excedente, respeitando sua capacidade de regeneração.

No sistema circular, o conceito de fim do ciclo de vida é substituído pela restauração; energias não-renováveis por energias renováveis; o uso de materiais tóxicos é eliminado, e os produtos, sistemas e modelos de negócio redesenhados (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013b). Os resíduos, considerados um problema para a indústria e para as comunidades, passam a ser vistos como um recurso valioso, e soluções responsáveis são adotadas para gerenciar este recurso de forma a viabilizar a sua coleta, separação e recuperação (LEHMANN, 2011).

Para Ghisellini, Cialani e Ulgiati (2015), alternativas ao histórico uso de aterros sanitários e incineradores devem permitir a recuperação de recursos e a prevenção de impactos ambientais. Adotada recentemente nas novas diretrizes da União Europeia (UE), estas alternativas advindas das premissas da economia circular têm o objetivo de aumentar a competitividade da UE, proteger os recursos naturais,

reduzir a volatilidade dos preços destes recursos, colaborar na criação de novas oportunidades de negócios e estabelecer meios de produção e consumo mais eficientes e inovadores. Além disso, a adoção de um novo modelo econômico pode impulsionar a criação de empregos locais em todos os níveis de qualificação e promover a integração social (EUROPEAN COMMISSION, 2015).

No Brasil, ações relacionadas a esse tema também vêm sendo tomadas, inclusive com aprovação, em 2010, da Lei 12.305, ou Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)(BRASIL, 2010), que entrou em vigor em 2014 exigindo dos estados e municípios planos de gestão de resíduos. Segundo a PNRS, o "resíduo sólido" é qualquer material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade e que requer um destino adequado. A PNRS proíbe os lixões e define que os municípios devem criar planos e metas para evitar o envio de materiais recicláveis e resíduos orgânicos para aterros (BRASIL, 2010).

De todos os resíduos coletados nos centros urbanos, 51,4% são resíduos orgânicos, 31,9% recicláveis e somente 16,7% são considerados rejeitos (IPEA, 2012a). Enquanto as soluções para os recicláveis são conhecidas e praticadas por diversos municípios (AQUINO; CASTILHO JR.; PIRES, 2009; COMCAP, 2014; PEREIRA et al., 2014), inclusive gerando renda para associações de catadores e cooperativas e sendo reutilizados pela indústria, as soluções para os resíduos orgânicos urbanos ainda não são adotadas em larga escala. Apenas 1,6% dos resíduos orgânicos urbanos recebe o devido tratamento pois, na maioria dos casos, esses resíduos são misturados com embalagens e outros materiais não orgânicos e enviados para lixões e aterros sanitários (IPEA, 2012a). Esta situação difere consideravelmente do tratamento dado ao resíduo orgânico nos elos produtivos da cadeia do agronegócio, onde estes são, em grande parte, reutilizados nos próprios locais de produção.

A mudança desse quadro no meio urbano depende da adoção de políticas públicas por parte dos municípios e da elaboração e implementação de planos de gestão de resíduos urbanos. O prazo final para a elaboração desses planos era 2012, no entanto, em 2013, apenas 33,5% dos municípios tinham seus planos elaborados (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, [s.d.]). Além disso, o sucesso da implantação dos planos de gestão de resíduos depende tanto da escolha de qual tecnologia utilizar como da implantação de um sistema de logística adequado à realidade do município e à tecnologia escolhida, principalmente para a gestão dos resíduos orgânicos urbanos. As

diversas tecnologias disponíveis tem especificidades que devem ser consideradas em um plano de gestão, pois algumas necessitam separação na fonte, outras demandam mais altos investimentos sendo voltadas ao processamento de grandes volumes de resíduos. Dessa forma, a análise de quais tecnologias são mais adequadas tendo em vista diferentes contextos constitui importante etapa de um processo de elaboração dos planos de gestão de resíduos urbanos municipais.

Nesse trabalho é apresentado o cenário da cidade de Florianópolis, capital de Santa Catarina. Este é um dos municípios que ainda não possui um plano de gestão de resíduos urbanos que contemple as metas impostas pela PNRS, mas vêm se destacando pelas inúmeras iniciativas e projetos locais de valorização de resíduos orgânicos. O número de iniciativas de compostagem, em grande parte promovidas pela própria sociedade e associadas a projetos de agricultura urbana, vêm crescendo nos últimos anos, e já alcança pelo menos 6% dos resíduos orgânicos urbanos gerados no município. Florianópolis também se destaca no cenário nacional pelo seu IDH de 0,847, o maior entre as capitais brasileiras e terceiro maior do país (IBGE, 2016a). Assim, o estudo descreve este panorama e identifica alternativas para elevar a taxa de valorização de resíduos, fornecendo subsídios para a elaboração de programas de gestão de resíduos tanto em Florianópolis como em outras cidades do Brasil.

Buscando atingir os objetivos acima mencionados, algumas etapas foram seguidas no desenvolvimento do presente trabalho. Primeiramente buscou-se caracterizar o problema levantando os volumes de resíduos gerados nos vários elos da cadeia dos resíduos orgânicos, mais especificamente na cadeia do agronegócio, identificando os principais tratamentos dados a esses resíduos ao longo de toda a cadeia produtiva e nos pontos de consumo. Os elevados volumes de resíduos gerados nos centros urbanos, sem políticas de valorização difundidas, orientou a condução da próxima etapa, com o objetivo de identificar as principais tecnologias de gestão de resíduos orgânicos urbanos adotadas no mundo. Uma pesquisa bibliográfica foi realizada para identificar vantagens e desvantagens das tecnologias adotadas em diferentes locais, bem como foram levantados alguns dados relativos ao desempenho de alguns países na gestão dos resíduos orgânicos urbanos e sua relação com as políticas adotadas. Numa terceira etapa, procurou-se descrever o sistema de gestão de resíduos da cidade de Florianópolis. Para isso, foram realizadas visitas e entrevistas na COMCAP, companhia responsável pela gestão dos resíduos urbanos na cidade, e identificadas as principais iniciativas de gestão de resíduos

orgânicos na cidade, descrevendo o sistema de coleta e as tecnologias usadas no processamento dos resíduos. Por fim, foi procedida uma análise do sistema de gestão dos resíduos de Florianópolis com base nos dados obtidos nas etapas anteriores.

1.1. JUSTIFICATIVA

Além de representar 51,4% dos resíduos sólidos urbanos no Brasil (IPEA, 2012a), os resíduos orgânicos possuem algumas especificidades quando comparados com os recicláveis. Os resíduos alimentares, responsáveis pela maior parte dos resíduos orgânicos urbanos no Brasil, tendem a se decompor naturalmente e neste processo geram mau cheiro e propiciam a reprodução de uma diversidade de insetos, o que contribui para provocar doenças e problemas de saúde para os seres humanos (SHARHOLY et al., 2008). Esses resíduos também têm, em sua composição, grande quantidade de água, e quando depositados em aterros sanitários, embora isolados, geram um líquido altamente poluente chamado de chorume o qual, quando não tratado, contamina lençóis freáticos e prejudica os cursos de água da região. Além disso, estatísticas mostram que as emissões geradas pelos resíduos urbanos são responsáveis por cerca de 5% das emissões globais de gases causadores do efeito estufa (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2013).

Apesar da PNRS exigir um plano de gestão e o cumprimento de metas para o desvio dos resíduos orgânicos urbanos dos aterros sanitários e dos lixões, muitos municípios ainda não possuem uma definição clara de políticas para o cumprimento destas imposições. Além disso, a elaboração dos planos de gestão de resíduos exige uma definição de quais as tecnologias que serão adotadas e como funcionarão os sistemas de coleta. A preocupação com os resíduos é recente no Brasil, e existe uma grande variedade de tecnologias sendo utilizadas em diferentes cidades no mundo e que devem ser avaliadas considerando o contexto local. Este trabalho apresenta uma análise das tecnologias disponíveis e dos sistemas de coleta de resíduos adotados em diversas cidades, apresentando as vantagens e desvantagens das soluções adotadas. Também é destacada a necessidade de um planejamento integrado do sistema de coleta e das tecnologias que devem ser utilizadas.

Do ponto de vista teórico, o trabalho contribui tanto para sintetizar resultados de pesquisas relacionadas à adoção de tecnologias para o tratamento de resíduos orgânicos urbanos quanto dos resultados que vêm sendo alcançados em Florianópolis, apresentando dados

relativos a compostagem, aos métodos utilizados e aos resultados alcançados. Conforme destacam Ghisellini, Cialani e Ulgiati (2015) trabalhos desta natureza contribuem para a melhor compreensão das ações que promovem a mudança de um sistema linear para um sistema circular – as quais vêm ocorrendo em diversos países – bem como para identificar as dificuldades associadas a este processo.

1.2. LIMITAÇÕES DA PESQUISA

O trabalho avalia o sistema de gestão de resíduos de Florianópolis e faz uma análise comparativa das tecnologias alternativas de tratamento dos resíduos. Para apoiar as análises foram utilizados dados primários e secundários. Por meio de visitas ao aterro sanitário que atende o município e às centrais de compostagem, onde parte dos resíduos orgânicos são tratados, dados sobre as tecnologias usadas e volumes processados foram obtidos, o que permitiu identificar as vantagens e desvantagens associadas a sua adoção. O fato de não existir na região instalações de *waste-to-energy* (WTE) ou instalações de biodigestão anaeróbica levou o pesquisador a utilizar dados secundários para análise destas alternativas.

Alguns dos resultados obtidos neste trabalho não podem ser generalizados por diversas razões, dentre as quais, a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos que varia em função da região ou país. Além disso, o estudo está centrado no tratamento dos materiais responsáveis pela maior parte da composição do resíduo orgânico urbano, quais sejam: resíduos alimentares e resíduos de podas e jardins. Outros resíduos urbanos como papel e madeira, embora orgânicos, são mais indicados para a reciclagem e não são abordados neste trabalho.

No que diz respeito ao levantamento de iniciativas de gestão de outros países, os dados usados foram, em sua maior parte, provenientes de fontes secundárias e disponíveis online. Embora tendo ciência da existência de diversas outras iniciativas, estas não estão documentadas e não foram citadas. Além disso, as referências bibliográficas se limitaram aos documentos em português e inglês.

1.3. OBJETIVOS

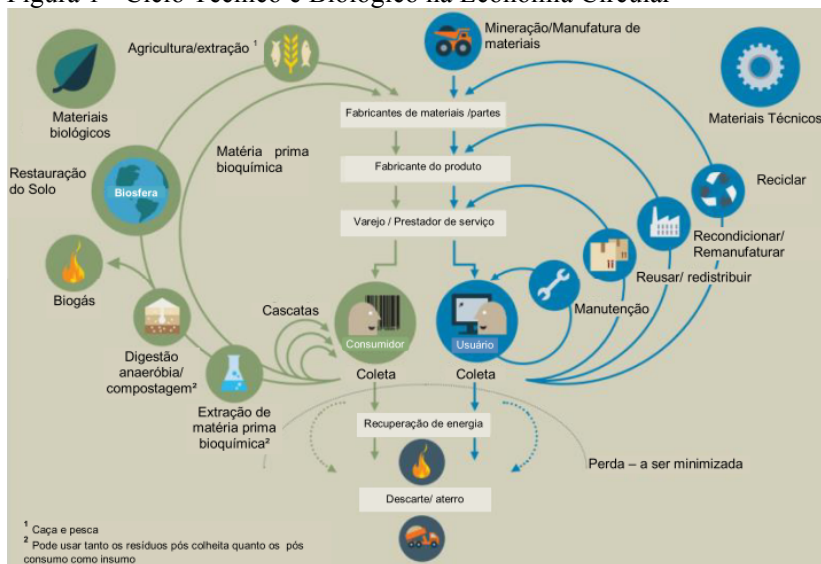
O objetivo geral deste trabalho é analisar as principais alternativas de gestão de resíduos orgânicos urbanos, com um enfoque especial no município de Florianópolis. Para isso, os seguintes objetivos específicos foram realizados:

- identificar as principais tecnologias adotadas para a gestão de resíduos sólidos orgânicos, com destaque para os gerados nos centros urbanos;
- descrever os sistemas de gestão de resíduos orgânicos urbanos adotados em outros países, bem como as políticas adotadas;
- descrever a situação atual da gestão de resíduos orgânicos urbanos em Florianópolis e identificar suas iniciativas de compostagem;
- levantar dados que permitam a comparação entre as diferentes tecnologias existentes para o tratamento dos resíduos orgânicos urbanos, em especial sob o ponto de vista ambiental;
- caracterizar o estado atual da gestão de resíduos orgânicos urbanos na cidade de Florianópolis e sugerir políticas e práticas que possam aumentar o percentual de reaproveitamento dos resíduos orgânicos no município;

2. ECONOMIA CIRCULAR E OS RESÍDUOS DO CICLO BIOLÓGICO

Com o objetivo de maximizar o valor recuperado dos resíduos e reaproveitá-los por diversos ciclos, McDonough e Braungart (2002) sugeriram a separação dos materiais em dois ciclos. Enquanto o ciclo técnico é composto por bens duráveis, que fazem parte do ciclo industrial e devem ser projetados para serem reutilizados diversas vezes sem a perda de qualidade, o ciclo biológico é composto por qualquer material que possa ser decomposto por microrganismos e outros animais, conforme ilustra a Figura 1. Este constitui um dos princípios da economia circular e, ao mesmo tempo, um dos obstáculos à adoção deste conceito, visto que a maior parte dos resíduos pós-consumo são compostos por diferentes materiais, seja devido ao projeto do produto e fabricação, seja por conta do processo de descarte e coleta (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013a). Nos centros urbanos, por exemplo, resíduos do ciclo técnico e biológico são coletados de forma conjunta, comprometendo a eficiência dos processos voltados à valorização desses materiais. Assim, como destaca a *European Commission* (2015), a gestão de resíduos possui um papel importante para a economia circular dado que a coleta e o tratamento adequado dos resíduos podem permitir o aumento das taxas de reciclagem de materiais e viabilizar o retorno dos resíduos aos ciclos técnico ou biológico.

Figura 1 - Ciclo Técnico e Biológico na Economia Circular



Fonte: (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013a).

A segregação, decomposição e estabilização dos resíduos orgânicos pela ação biológica formam a base da reciclagem nos ciclos naturais (SHARHOLY et al., 2008) e caracterizam as tecnologias de valorização desses resíduos, como compostagem e biodigestão anaeróbia (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013a). A compostagem é a forma natural de reciclagem que consiste em um processo biológico no qual microorganismos naturais, na presença de oxigênio, decompõem materiais orgânicos transformando-os em composto orgânico (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013a; INACIO; MILLER, 2009). A biodigestão anaeróbia, por sua vez, é um processo no qual os microorganismos decompõem materiais orgânicos na ausência de oxigênio, produzindo o biogás e um resíduo sólido. O biogás, constituído essencialmente de metano e dióxido de carbono, pode ser usado como fonte de energia semelhante ao gás natural enquanto o sólido residual pode ser utilizado como fertilizante natural (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013a).

Há diversas vantagens associadas ao reaproveitamento dos resíduos orgânicos. O uso destes como fertilizantes ou condicionadores de solos na agricultura, por exemplo, constitui uma forma de combater o empobrecimento dos solos – processo agravado pelo uso abusivo de

fertilizantes minerais que, por sua vez, necessitam de elevada quantidade de energia para serem produzidos e distribuídos (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013a).

O Brasil possui grande potencial para o uso de fertilizantes orgânicos, já que é o quarto maior consumidor de fertilizantes químicos/minerais no mundo (IPEA, 2012b), importando 70% da matéria prima utilizada na sua produção (ANDA, 2015). A adoção de um sistema de economia circular poderia contribuir para restaurar a terra e promover a fertilidade dos solos pois, como explicam Dutra, Menezes e Primo (2012), os fertilizantes orgânicos podem melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos. Além disso, o uso destes resíduos contribuiria para diminuir a dependência por fertilizantes importados. Estimativas da Ellen Macarthur Foundation (2013a) destacam que, em um sistema circular, fontes de nutrientes alternativas como resíduos animais e resíduos alimentares seriam suficientes para atender toda a necessidade atual de fertilizantes dos sistemas produtivos. O uso destes fertilizantes permitiria a produção de alimentos mais saudáveis a um custo menor, dado que a matéria prima para a fabricação dos fertilizantes orgânicos poderia ser proveniente das atividades industriais e econômicas da própria região (FERREIRA-LEITAO et al., 2010; SENA JR. et al., 2014).

2.1. O CICLO BIOLÓGICO E A CADEIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NO BRASIL

Os resíduos do ciclo biológico resultam do descarte de alimentos e de produtos não consumidos, ou desperdiçados, ao longo de toda a cadeia de suprimentos. Gerados, principalmente, pelas indústrias que participam das cadeias agrícolas e da pecuária – de grande importância econômica para o Brasil e responsável por 22,54% do PIB nacional em 2013 (CEPEA, 2013) – estes resíduos são, na sua maior parte, utilizados nos próprios locais de produção, seja como complemento nutricional seja como insumo para a produção de energia e ou outros fins (IPEA, 2012b). Por outro lado, os resíduos gerados pelos demais membros dos canais de distribuição e, em especial, nos pontos de consumo, passam a constituir uma parcela significativa dos resíduos urbanos e geram cerca de 40 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2014; IPEA, 2012a).

2.1.1. Os resíduos dos produtos agrícolas e da pecuária

Na agroindústria, o processamento da cana de açúcar é a atividade que mais gera resíduos: 201 milhões de toneladas de bagaço e torta de filtro, além de 604 milhões de metros cúbicos anuais de vinhaça, subproduto da cana (IPEA, 2012b). Parte desses resíduos é reutilizada na própria indústria. O bagaço da cana, por exemplo, tem sido historicamente utilizado como combustível nas usinas, pelo menos desde o início deste século, quando começou a substituir a madeira nas caldeiras (PELLEGRINI, 2002), tornando o setor autossuficiente em termos energéticos (IPEA, 2012b APUD CORRÊA NETO; RAMON, 2002). A vinhaça, por sua vez, tem um alto poder de fertilização dos solos, tornando seu uso para fins energéticos menos atrativo (IPEA, 2012a). Na maior parte dos casos, este subproduto é aplicado diretamente nas culturas da cana-de-açúcar, dado que possui uma alta eficiência como fonte de nitrogênio, além de aumentar os níveis de cálcio, potássio e fósforo no solo (GRANATO, 2003). O IPEA (2012b) ainda destaca que a demanda por vinhaça para a fertigação (fertilização e irrigação no mesmo processo) dos solos é maior do que o total de vinhaça gerado na produção da cana-de-açúcar, indicando um altíssimo potencial de uso da vinhaça como fertilizante orgânico no Brasil.

No caso do processamento da banana, laranja, uva e soja, os resíduos destes produtos tem uso no setor alimentício e farmacêutico industrial (IPEA, 2012b). Os resíduos da banana (folhas e caules), por exemplo, têm sido utilizados na produção de cordas, esteiras, chapéus, cestas e papel no Brasil (IPEA, 2012b). No caso da laranja, Alexandrino et al. (2007) destacam o uso de seus resíduos como suplementos para alimentação animal. Os volumes dos resíduos gerados pela agroindústria no ano de 2009 são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 - Volumes de resíduos gerados pelas principais culturas brasileiras no ano de 2009

Cultura	Produção (t)	Produção Industrializada	Resíduos (t)	Resíduos (%)
Cana-de-açúcar	671.394.957	671.394.957	201.418.487	30,0
Soja	57.345.382	57.345.382	41.862.129	73,0
Milho	50.745.996	50.745.996	29.432.678	58,0
Laranja	18.385.991	17.650.551	8.825.276	50,0
Trigo	5.055.525	5.055.525	3.033.315	60,0

Arroz	12.651.774	12.651.774	2.530.355	20,0
Feijão	3.486.783	3.486.783	1.847.984	53,0
Café	2.440.057	2.440.057	1.220.029	50,0
Cacau	964.303	675.012	405.009	60,0
Uva	1.365.720	614.574	300.459	48,9
Banana	6.642.739	199.282	99.640	50,0
Coco-da-baía	218.487	218.487	83.025	38,0
Castanha-de-caju	220.505	110.253	80.484	73,0

Fonte: IPEA (2012b)

A pecuária é outra grande geradora de resíduos, em especial, nos casos da criação de animais em aglomerados, onde elevados volumes de resíduos são gerados em pequenas áreas. O esterco é um exemplo e constitui um dos principais desafios para o setor da agropecuária no Brasil (IPEA, 2012b). O Quadro 2 apresenta os volumes de resíduos gerados pela criação de animais no Brasil no ano de 2009.

Quadro 2 - Volume de resíduos gerados pela criação de animais no Brasil

Tipo de Criação	Quantidade (toneladas/ano)	Participação (%)
Frango	28.025.854	1,6
Vacas Leiteiras	316.909.675	18,6
Gado	1.338.458.709	78,6
Suínos	20.379.732	1,2
Total	1.703.773.970	100,0

Fonte: Elaborado pelo autor com base em dados do IPEA (2012b)

A criação de gado é a atividade que mais contribui para a geração de resíduos. No entanto, no caso da criação extensiva, os resíduos se espalham por uma grande área e se incorporam diretamente ao solo (IPEA, 2012b). No caso da criação de aves, a cama de aviário é um dos principais resíduos gerados, sendo amplamente utilizada na agricultura para diversos cultivos, inclusive na agricultura orgânica. O esterco proveniente da produção de suínos, por sua vez, é, em sua maior parte, armazenado em forma líquida e aplicado nos solos (KUNZ et al., 2005

APUD KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009), embora diversos autores destaquem o tratamento desses resíduos com o uso de biodigestores como uma alternativa viável financeiramente a ser adotada em propriedades com volumes consideráveis de produção de dejetos (ANTONIO et al., 2002; CERVI; ESPERANCINI; BUENO, 2010; JUNGES et al., 2009; MARTINS; OLIVEIRA, 2011).

Ainda em relação à pecuária, as atividades de abate dos animais geram uma quantidade considerável de resíduos que são processados principalmente pelas graxarias. Essas unidades industriais são responsáveis por processar os subprodutos do abate dos animais como: sangue, ossos, cascos, chifres, gordura, animais mortos ou aparas de carne condenadas pela inspeção sanitária (FERNANDES; LOPES, 2008). Esses resíduos são utilizados como matéria-prima para a produção de farinhas ricas em proteínas, minerais (utilizados em alimentos para animais e fertilizantes), sebo (usado em sabonetes e outros produtos derivados de gorduras), entre outros (IPEA, 2012b).

Estudo conduzido por Padilha et al. (2005) identifica o destino dos resíduos gerados em uma abatedora de frangos, os quais são transportados para a fábrica de subprodutos da própria empresa, onde se pode destacar alguns usos: i) as vísceras, cabeças, pés, pele, gordura, ossos e carcaças desqualificadas podem ser utilizadas na fabricação de alimentos para animais de estimação; ii) a cama de frango é utilizada na adubação, compostagem ou cozimento; iii) a borra de flotador é utilizada na produção de matérias primas para rações, compostagem ou biodigestão; iv) a farinha de penas é utilizada na produção de ração animal.

2.2. OS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E OS ORGÂNICOS

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são todos aqueles gerados em um aglomerado urbano, com exceção dos resíduos industriais perigosos, hospitalares sépticos, de aeroportos e portos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992).

Além dos resíduos gerados em residências, os RSU podem incluir os resíduos gerados por pequenos comércios e instituições públicas, embora isso possa variar entre cidades e países (EUROSTAT, 2015). A gestão destes resíduos é normalmente realizada pelos próprios municípios, por meio de autoridades locais, embora os cidadãos também possam ser considerados atores responsáveis (GUERRERO; MAAS; HOGLAND, 2013).

Embora a definição de quais tipos de resíduos estão inclusos nos

resíduos sólidos urbanos possa variar consideravelmente (WORLD BANK, 2005), no geral, os resíduos sólidos urbanos são compostos pelos resíduos domiciliares, pelos resíduos de parques e jardinagens (podas), bem como por aqueles gerados pelo comércio e serviços (IPCC, 2006a), podendo ser divididos em três grupos de materiais: orgânicos (resíduos alimentares, jardins, etc), inorgânicos não recicláveis (cinzas de carvão, cinzas, poeira, etc) e resíduos recicláveis (papel, plástico, vidro, metal, alumínio, etc) (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010). Mais precisamente, a parte orgânica dos resíduos urbanos inclui restos de comida de restaurantes e domicílios, feiras, jardins, vestuário, papel e outros materiais de origem orgânica. Parte destes pode ser reciclado, como é o caso do papel, ou até reutilizado, como as roupas. No entanto, uma hierarquia dos tratamentos pode ser aplicada a maior parte dos resíduos orgânicos: i) utilizados como alimento para humanos e animais; ii) compostados de maneira descentralizada; iii) compostados ou transformados em biogás em larga escala; iv) tratados por meio de tecnologias de tratamento mecânico biológico; v) destinados à incineradores ou aterros sanitários (ZERO WASTE EUROPE, 2014, 2016).

No Brasil, os resíduos são normalmente coletados de forma conjunta, embora cerca de 20,8% dos municípios possuam algum tipo coleta seletiva (MINISTERIO DAS CIDADES, 2016), com recicláveis sendo separados e encaminhados para cooperativas de catadores. Quanto aos resíduos orgânicos, em geral, sua destinação é o aterro sanitário, com cerca de 40 milhões de toneladas (cerca de 50% do total de RSU gerados) sendo encaminhadas anualmente aos aterros (IPEA, 2012a) e, como destacam Guerrero, Maas e Hogland (2013), o custo do sistema de coleta e destinação destes resíduos em geral não é recuperado. Além disso, vale ressaltar que os resíduos orgânicos urbanos podem representar uma fonte de matéria prima importante para a produção de fertilizantes orgânicos, químicos, biocombustíveis e energia (FERREIRA-LEITAO et al., 2010; KAHILUOTO et al., 2011; SENA JR. et al., 2014), especialmente, se produzidos com material de fontes selecionadas (LIMA; QUEIROZ; FREITAS, 2004).

Apesar das possibilidades da valorização de resíduos orgânicos, Massukado (2008) destaca alguns obstáculos para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos via compostagem em larga escala em programas municipais de gerenciamento: i) dificuldade de se obter os resíduos orgânicos separados na fonte geradora; ii) falta de definição dos objetivos destes programas, o que dificulta o monitoramento do processo e de seus resultados; iii) baixa aceitação do

composto orgânico pelo mercado, por ser produzido a partir de resíduos oriundos da coleta convencional; e iv) carência de investimentos e de tecnologia adequada para a coleta deste tipo de material. As poucas iniciativas em funcionamento no Brasil são, em sua maioria, caracterizadas por instalações centralizadas e mecanizadas que processam resíduos oriundos da coleta regular, sem segregação na fonte, obtendo-se um produto final de baixa qualidade do ponto de vista agrônomo, devido à presença em altas taxas de materiais indesejáveis e metais pesados (MASSUKADO, 2008).

Parte significativa dos resíduos orgânicos urbanos, os resíduos alimentares, responsáveis por cerca de 50% dos resíduos domiciliares (FRÉSCA, 2007; REZENDE et al., 2013), vêm sendo objeto de algumas ações realizadas pela União Europeia desde 2015. Essas ações tem o objetivo de tornar mais clara a legislação referente à doação de sobras de alimentos, que pode ser destinada a bancos de alimentos ou à produção de ração animal, bem como à criação de uma plataforma que visa definir uma metodologia para estimar os volumes dos resíduos alimentares e disseminar as melhores práticas de gestão dos mesmos (EUROPEAN COMMISSION, 2015).

Além da União Europeia, esse assunto vem sendo debatido em diversos outros países, sejam países desenvolvidos, como Austrália e Estados Unidos ou, em desenvolvimento, como China e Índia. No Brasil, o senso de urgência dado pela PNRS para que os municípios elaborem seus planos de gestão de resíduos leva, necessariamente, à definição sobre quais tecnologias deverão ser adotadas no tratamento dos resíduos. Essa definição passa pelo fato de que algumas tecnologias dispensam mudanças no sistema de logística reversa, permitindo que a coleta dos resíduos seja realizada de maneira misturada, enquanto outras tecnologias podem exigir mudanças significativas tanto nos sistemas de coleta quanto no comportamento dos atores.

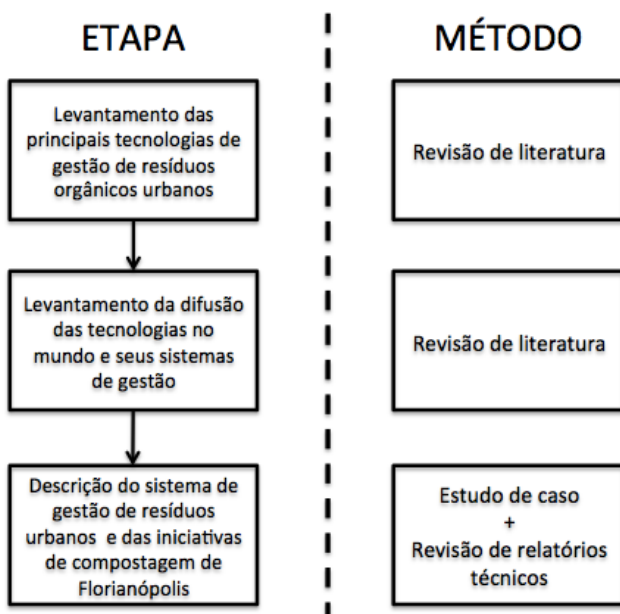
Tendo em vista o exposto, mostra-se importante analisar os modelos de gestão que vem sendo adotados em outros países e as tecnologias utilizadas, para que essas experiências possam auxiliar a análise dos sistemas de gestão dos municípios brasileiros, mais especificamente de Florianópolis, objeto deste estudo de caso.

3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Este trabalho é caracterizado como uma pesquisa de natureza qualitativa e aplicada. Do ponto de vista dos objetivos, pode ser considerada uma pesquisa descritiva e exploratória, dado que visa descrever as características de determinada população ao mesmo tempo em que proporciona maior familiaridade com um problema recente e pouco abordado (SILVA; MENEZES, 2005).

O desenvolvimento deste trabalho foi realizado em três principais etapas, cada uma responsável por um capítulo. Primeramente foram estudadas as principais tecnologias existentes para o tratamento dos resíduos orgânicos urbanos. Numa segunda etapa, foi realizado um levantamento relativo à difusão dessas tecnologias em outros países, bem como seus sistemas de gestão adotados. A terceira etapa se deu por meio de um estudo de caso na cidade de Florianópolis, buscando compreender a organização do sistema de gestão de resíduos urbanos da cidade bem como um levantamento das principais iniciativas de gestão de resíduos orgânicos urbanos existentes na cidade. Essas etapas, bem como o método utilizado para cada uma, são detalhadas na Figura 2:

Figura 2 - Metodologia de desenvolvimento do trabalho



As etapas de revisão de literatura consistiram em pesquisas na internet e revisão bibliográfica de artigos e relatórios. As principais bases de dados utilizadas para o levantamento das tecnologias de gestão de resíduos orgânicos urbanos, bem como quanto ao seu desempenho em diferentes cenários (apresentado na sessão de resultados) foram a Scopus e o Google Scholar. Diversas combinações de palavras-chave foram utilizadas no decorrer da realização deste trabalho, sendo as principais: municipal solid waste management, organic waste, organic recycling, food waste, life cycle assesstment, composting, biodigestion, organic waste technologies, waste to energy, mechanical biological treatment. As informações sobre a difusão dessas tecnologias em outros países e de seus sistemas de gestão foram obtidas, principalmente, por meio de buscas em base de dados e em páginas de associações internacionais, como a *International Solid Waste Association* (ISWA) e *Ellen Mac Arthur Foundation*, e páginas governamentais, como da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), do governo australiano e da *European Commission*.

Os procedimentos práticos, que dizem respeito à descrição das iniciativas de valorização de resíduos orgânicos de Florianópolis e de seu sistema de gestão de resíduos urbanos, foram realizados por meio de visitas, entrevistas e coleta de dados em campo. É apresentada uma descrição dos órgãos públicos, da comunidade e das empresas privadas envolvidas, bem como das tecnologias de tratamento de resíduos orgânicos usadas e os volumes processados.

O objeto do estudo de caso foi o município de Florianópolis, capital de Santa Catarina, conta com uma população de 477,798 habitantes (IBGE, 2016b) com IDH de 0,847, o maior entre as capitais brasileiras (ATLAS BRASIL, 2013; IBGE, 2016a). Com o objetivo de caracterizar o contexto e os participantes das iniciativas de tratamento de resíduos orgânicos, diversas atividades foram conduzidas ao longo deste trabalho, podendo ser destacadas, inicialmente, a participação em workshops e em grupos de trabalhos relacionados à gestão de resíduos orgânicos, como o movimento Floripa Composta – rede de atores na gestão de resíduos orgânicos e compostagem – e a participação na comissão para a coleta seletiva solidária (CCSS) da UFSC, a qual tem por objetivo realizar a coleta e destinação dos materiais recicláveis gerados no campus da UFSC e destiná-los para as cooperativas de catadores de materiais recicláveis, o que permitiu o contato com gestores e profissionais da área. Essas atividades também facilitaram a identificação das iniciativas de gestão de resíduos orgânicos em Florianópolis e seus responsáveis, os quais foram entrevistados entre os

meses de fevereiro de 2016 e abril de 2017. As entrevistas se deram de maneira não-estruturada, ou seja, sem uma rigidez no roteiro, pois, como ressaltam Silva e Menezes (2005), possibilitam explorar mais amplamente o tema. As entrevistas foram realizadas nos locais onde as iniciativas são conduzidas com o intuito de facilitar também a coleta de dados sobre os processos de tratamento.

Os dados relativos à organização do sistema de gestão de resíduos urbanos de Florianópolis foram obtidos por meio de contato com profissionais da área, dados de relatórios da companhia responsável pelos resíduos urbanos em Florianópolis além de uma entrevista com o gerente do departamento de valorização de resíduos da COMCAP, Erick Roberto de Jesus Martins, em fevereiro de 2017.

Esses dados possibilitaram apresentar o panorama da cidade de Florianópolis e proceder a uma análise comparativa com base nos dados obtidos em outros países, em especial quanto ao desempenho de tecnologias de tratamento de resíduos.

4. AS PRINCIPAIS TECNOLOGIAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS

Enquanto a geração dos resíduos orgânicos no meio rural e industrial é concentrada, o que facilita sua destinação e aproveitamento, os resíduos orgânicos urbanos são gerados de forma dispersa e, na maior parte dos casos, misturados com outros resíduos que não fazem parte do ciclo biológico.

A coleta de resíduos realizada pelas prefeituras tem um custo elevado, ainda mais quando realizada de maneira seletiva (recicláveis, orgânicos, rejeitos). Além disso, para que a coleta com separação na fonte seja efetiva, é necessário que a população esteja consiente da importância desta prática, o que exige educação ambiental e o comprometimento de todos. Em geral, isso é resultado de políticas públicas efetivas e elevado investimento na educação, o que demanda tempo. O baixo investimento em políticas voltadas à educação ambiental, bem como a carência de medidas que incentivem a redução, reuso e reciclagem faz com que os resíduos orgânicos sejam frequentemente descartados como rejeitos, e, consequentemente destinados a aterros sanitários ou incineradores *Waste-to-Energy* (ZERO WASTE EUROPE, 2016).

As principais tecnologias que podem ser utilizadas no tratamento dos resíduos orgânicos urbanos de maneira alternativa aos aterros sanitários são a compostagem, a incineração para a produção de energia, a biodigestão anaeróbica e tecnologias de tratamento mecânico biológico (IPCC, 2011). Existem também tecnologias mais avançadas como a pirólise e a gasificação, as quais ainda não vêm sendo aplicadas para o tratamento de resíduos urbanos devido à seus altos custos (IPCC, 2011) e, por isso, não são abordadas neste trabalho.

Os aterros sanitários são destacados na Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) como indicados apenas para a disposição final de rejeitos, ou seja, resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as suas possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010). Dessa forma, entende-se que os aterros sanitários não são considerados uma tecnologia apropriada para a gestão de resíduos orgânicos. No entanto, por ser a tecnologia mais utilizada no Brasil, julga-se importante que esta também seja descrita.

4.1. ATERROS SANITÁRIOS

Os aterros sanitários constituem o principal destino dos resíduos no Brasil (MINISTERIO DAS CIDADES, 2016). Esse método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível, reduzindo-os ao menor volume e cobrindo-os com sucessivas camadas de terra (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992).

Um aterro sanitário deve minimizar os impactos ambientais e não deve causar danos à saúde pública nem a sua segurança (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992). Para isso, Lanza e Carvalho (2006) destacam que esse método de disposição final de resíduos deve contar com todos os elementos de proteção ambiental, dentre eles: sistema de impermeabilização de base e laterais; sistema de recobrimento diário e cobertura final; sistema de coleta e drenagem de líquidos percolados; sistema de coleta e tratamentos dos gases; sistema de drenagem superficial; sistema de tratamento de líquidos percolados e sistema de monitoramento.

Embora busque minimizar os impactos ambientais decorrentes da disposição final de resíduos, os aterros sanitários constituem o último estágio do ciclo de vida dos produtos no típico sistema linear, ou seja, não agregam valor aos resíduos nem permite que estes retornem ao sistema produtivo. A matéria orgânica depositada nos aterros se degrada em um ambiente predominantemente anaeróbico, o que resulta na produção de chorume e biogás (gás com predominância de gás metano e dióxido de carbono) (BARROS; TIAGO FILHO; DA SILVA, 2014). O chorume é um líquido altamente contaminante e, tanto o gás metano – responsável pelo maior volume de emissões provenientes de resíduos – quanto o dióxido de carbono são gases poluentes que contribuem para o aquecimento global (IPCC, 2011). O gás metano, em muitos casos, é queimado e transformado em CO₂, o qual contribui 21 vezes menos para o aquecimento global antes de ser despejado na atmosfera (ICLEI, 2009). O biogás pode ser usado para gerar energia, sendo produzido a partir dos resíduos orgânicos, tanto de aterros quanto de biodigestores anaeróbicos, sendo amplamente utilizado no mundo para processos de aquecimento, para a geração de eletricidade local e, mais raramente, utilizado como um substituto do gás natural (IPCC, 2011; MARCHETTINI; RIDOLFI; RUSTICI, 2007).

No Brasil, existiam 46 projetos relativos ao manejo e destinação dos gases gerados nos aterros sanitários cadastrados no MDL (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo), em 2012 (ABRELPE, 2012).

Metade desses projetos considera a captura e queima do biogás recuperado, 22 projetos incluem geração de eletricidade e apenas um considera a purificação do biogás para, posteriormente, injetá-lo em uma rede de gás natural (ABRELPE, 2012). No total, a capacidade instalada para geração de eletricidade declarada nos documentos de concepção dos 21 projetos verificados, era de 254 MW em 2012, sendo que apenas os aterros de Bandeirantes e São João, ambos na cidade de São Paulo, geravam eletricidade (ABRELPE, 2012). Segundo dados da Empresa de Pesquisa Energética (EPE) (2008), o aterro Bandeirantes possui uma potência instalada de 20MW e o aterro São João uma potência instalada de 24,8 MW. Tomando como referência um fator de capacidade de 80% e tendo em conta que o atual consumo médio de uma residência no Brasil gira em torno de 150 kWh/mês, a geração de energia nesses dois aterros é suficiente para atender o consumo de 170 mil residências, ou o equivalente a uma população entre 500 e 600 mil habitantes (EPE, 2008).

As principais vantagens do aproveitamento do biogás gerado nos aterros sanitários são: i) redução dos gases de efeito estufa; ii) receita adicional para aterros existentes (energia + créditos de carbono); iii) utilização para geração de energia ou como combustível; iv) redução da possibilidade (remota) de ocorrência de auto-ignição e/ou explosão pelas altas concentrações de metano (EPE, 2008). No entanto, o custo dessas instalações pode ser um empecilho para o projeto, já que a disponibilidade de combustível diminui ao longo da vida útil do projeto (EPE, 2008). Segundo a EPE (2008), o aproveitamento econômico do gás para a geração de energia elétrica fica limitado a uma “janela” de tempo relativamente pequena (entre 12 e 18 anos) e, mesmo durante essa “janela”, nem todo o gás produzido pode ser aproveitado em razão da limitação econômica da potência das unidades geradoras (EPE, 2008).

4.2. DIGESTÃO ANAERÓBICA

A digestão anaeróbica é um tratamento para resíduos orgânicos realizado na ausência de oxigênio, tendo como principal produto o biogás, que pode ser queimado para gerar calor ou energia (FRIENDS OF EARTH, 2007; IPCC, 2006b). Quase qualquer resíduo orgânico pode ser processado por meio da digestão anaeróbica, incluindo papel, grama, sobras de comida, efluentes industriais, lodo de esgoto e resíduos de animais, sendo que a quantidade de gás produzida varia dependendo dos resíduos utilizados (FRIENDS OF EARTH, 2007).

A biodigestão acontece de maneira natural quando bactérias processam matéria orgânica em um ambiente com pouco oxigênio (FRIENDS OF EARTH, 2007), sendo que o ambiente anaeróbio (sem a presença de oxigênio) acelera a decomposição natural da matéria orgânica – quando comparada com ambientes com pouco oxigênio, como os aterros sanitários e os lixões – enquanto mantém a temperatura, teor de umidade, e pH próximos de seus valores ótimos (IPCC, 2006b). Dessa forma, pode-se dizer que a digestão anaeróbica nada mais é do que uma forma controlada das reações anaeróbicas que ocorrem com os resíduos orgânicos em aterros sanitários, as quais liberam gás metano. (FRIENDS OF EARTH, 2007)

O biogás, principal produto dessa reação, é uma mistura de vários gases, com concentrações mais altas de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). A composição exata pode variar dependendo da matéria prima utilizada no processo e da quantidade de matéria orgânica depositada no biodigestor – uma espécie de tanque protegido do contato com o ar atmosférico, onde matéria orgânica é metabolizada por bactérias anaeróbicas (SILVA; FRANCISCO, 2010). Segundo Polprasert (2007), as concentrações de CH_4 ficam entre 55-65% e as de CO_2 entre 35-45%. Quanto às emissões, as emissões de CO_2 são de origem biogênica, devendo ser reportadas apenas como um item informativo no setor de energia e as emissões de CH_4 nesse tipo de instalação normalmente se dão por vazamentos não intencionais ou outros eventos inesperados, e giram em torno de 0 a 10% do CH_4 gerado normalmente (IPCC, 2006b).

Além do biogás como produto principal, esse processo também gera um fertilizante líquido (um tipo de pasta digerida) como subproduto, o qual pode ser usado como condicionador de solo (POLPRASERT, 2007) caso atinga os padrões da legislação vigente.

Quanto às desvantagens da digestão anaeróbica destaca-se o fato deste processo não eliminar totalmente bactérias patogênicas, vírus, protozoários e helmintos, ao contrário do que ocorre no processo de compostagem, além de exigir maior manutenção (POLPRASERT, 2007). A inativação patológica em digestores anaeróbicos é geralmente incompleta e, como seu subproduto é líquido, cuidados especiais devem ser tomados em seu uso, o que pode ser um dos motivos das atitudes negativas quanto ao uso de excrementos humanos para a produção de biogás (POLPRASERT, 2007). Além destas desvantagens, a biodigestão anaeróbica tem ainda um custo elevado e sofre influência das variações sazonais na produção do gás (POLPRASERT, 2007). No caso dos resíduos alimentares, por exemplo, Shukla, Bhalariao e Ingle (2010)

constatarem que a produção de gás é maior nos meses de verão.

4.3. COMPOSTAGEM

Marchettini, Ridolfi e Rustici (2007) definem a compostagem como o sistema mais importante de reciclagem de orgânicos do ponto de vista do reaproveitamento da massa. No entanto, como qualquer processo de reciclagem de materiais, a eficiência econômica do processo é fortemente dependente da qualidade do produto final (composto), o qual, por sua vez, depende da qualidade dos resíduos processados. Por esse motivo, Marchettini, Ridolfi e Rustici (2007) ressaltam que é extremamente importante coletar separadamente a fração orgânica dos resíduos.

A importância da compostagem está explicitada na Lei Nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Segundo esta lei, o titular dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos deve, quando houver o plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos, implantar sistemas de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articular, com os agentes econômicos e sociais, formas de utilização do composto produzido (BRASIL, 2010).

A compostagem é o processo natural de decomposição biológica, presente na natureza desde as primeiras plantas existentes no planeta. Quando as folhas ou galhos caem no chão, elas vão se decompondo, fornecendo minerais e nutrientes necessários para as plantas, animais e microorganismos. A compostagem realizada atualmente consiste na decomposição biológica controlada de material orgânico (rico em carbono) realizada por microorganismos (em sua maior parte bactérias ou fungos) e que produz húmus estável de coloração marrom escura e com cheiro de terra. O processo deve ser controlado de tal maneira que a decomposição seja acelerada, otimizando sua eficiência e minimizando possibilidade de ocorrência de qualquer problema (USEPA, [s.d.]).

A compostagem é um processo de biodecomposição da matéria orgânica dependente de oxigênio e com geração de calor, levando a temperaturas típicas de 50°C a 65°C, e picos que podem chegar a mais de 70° (INACIO; MILLER, 2009). A compostagem permite a redução do volume e do peso do material, algo importante considerando o tratamento de resíduos orgânicos. As reduções do volume variam entre 25-50% e as reduções do peso variam entre 40-80% e são resultantes da perda de carbono, através do CO₂, e da intensa perda de vapor

(umidade) (INACIO; MILLER, 2009).

Para que o processo de compostagem tenha bons resultados, alguns requisitos devem ser respeitados, dentre eles a relação Carbono/Nitrogênio (C/N) da mistura inicial de resíduos orgânicos. Essa relação influencia diretamente o tempo de compostagem, a qualidade do produto final e a aeração das leiras de compostagem, pois a relação C/N tem efeito direto na porosidade das leiras (ou espaços livres de ar), influenciada também pela granulometria do material (INACIO; MILLER, 2009). Materiais com alta relação C/N, como as podas urbanas e as aparas de madeira, conferem forte estrutura às leiras de compostagem enquanto materiais com baixa relação C/N costumam ter mais água e perdem estrutura logo que se inicia a biodegradação, não funcionando como estruturantes para a leira e tendendo a diminuir rapidamente os espaços livres para a difusão do ar (INACIO; MILLER, 2009). Ou seja, o excesso de materiais com baixa relação C/N, como os resíduos alimentares, pode resultar na interrupção do processo aeróbio e na redução das temperaturas (INACIO; MILLER, 2009).

Segundo Inacio e Miller (2009), a granulometria (tamanho dos resíduos utilizados) também influencia a ação dos microorganismos e a aeração da leira de compostagem. Quanto menor a granulometria, mais rápida será a ação dos microorganismos que terão maior superfície de ação onde ocorre a decomposição. Recomenda-se que os resíduos a serem processados por meio de compostagem sejam triturados, pois a granulometria da mistura deve manter a porosidade da leira para a difusão do ar (aeração). No entanto, esta trituração não é recomendável para restos de alimentos, que tem rápida decomposição e tendem a formar muita água metabólica durante a fase termofílica da compostagem (INACIO; MILLER, 2009). É desejável reduzir a granulometria de restos de vegetais de alta C/N, como podas de árvores ou mesmo restos de culturas agrícolas como plantas de milho ou capineiras (INACIO; MILLER, 2009).

Quando implementada como um sistema de tratamento de resíduos, a compostagem contribui para a redução do montante de resíduos sólidos a serem enviados aos aterros sanitários ou incineradores, além de produzir um composto que pode ser utilizado por fazendeiros, paisagistas, horticulturistas, entre outros (INACIO; MILLER, 2009). Segundo o World Bank (2005), o composto tem pouco efeito como fertilizante (quando não fortificado) e tem maior valor como condicionador de solo, pois melhora a estrutura dos solos e diminui a necessidade de fertilizantes sintéticos. Além disso, o composto aumenta a eficiência dos fertilizantes ao reduzir o escoamento de água e manter

os nutrientes no solo por um longo período de tempo, além de reduzir a erosão e ajudar a suprimir as doenças das plantas (USEPA, [s.d.]; WORLD BANK, 2005).

Outro ponto importante é que a compostagem permite a reciclagem de uma larga gama de macronutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio), de nutrientes secundários (cálcio, magnésio e enxofre) e micronutrientes (boro, cloro, cobalto, cobre, ferro, manganês, molibdênio, zinco) que, em princípio, são extraídos nas colheitas agrícolas (INACIO; MILLER, 2009). Esses elementos são essenciais para as plantas e a reciclagem pode proporcionar a substituição ou a redução da necessidade do uso de fertilizantes minerais (INACIO; MILLER, 2009). Apesar disso, existem alguns obstáculos para o uso do composto orgânico em larga escala na agricultura, dentre eles: produto pesado e volumoso, o que pode tornar o transporte caro; baixo valor nutricional, quando comparado com fertilizantes químicos; e, no caso do composto proveniente de resíduos urbanos (principalmente misturados), existe o risco de contaminantes (USEPA, [s.d.]).

A agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA, [s.d.]) destaca que esse composto traz benefícios para as propriedades biológicas, químicas e físicas dos solos: i) o composto eleva a capacidade do desenvolvimento da fauna e da microflora, deixa as plantas menos vulneráveis a ataques de parasitas e promove um desenvolvimento mais rápido das raízes das plantas (biológicas); ii) aumenta o teor de nutrientes, transforma as substâncias minerais presentes nos solos em formas disponíveis para plantas e regula a adição de minerais para o solo, particularmente compostos nitrogenados (químicas); iii) melhora a textura dos solos, capacidade de retenção de água, infiltração, resistência ao vento e a erosão causada pela água, capacidade de aeração e estabilidade estrutural e de temperatura (físicas).

A qualidade de um composto depende das características do sistema de coleta de resíduos. Segundo Inacio e Miller (2009), a coleta seletiva com separação na fonte é indispensável para que a compostagem seja um modelo eficiente e econômico. Caso contrário, há a necessidade de separação do material com uso de esteiras e outros equipamentos, o que onera o processo e gera um produto final de baixa qualidade, além de prejudicar a reciclagem dos outros materiais como vidro, plástico e papel (INACIO; MILLER, 2009).

Hoornweg e Otten (1999) destacam três níveis para a implementação de sistemas de compostagem: residencial, comunitária descentralizada e centralizada em larga escala. Inacio e Miller (2009)

defendem o tratamento descentralizado e a compostagem residencial para evitar gastos excessivos com transporte do resíduo. Além disso, os autores destacam a compostagem residencial como uma maneira efetiva de reduzir a quantidade de resíduos a serem coletados, o que pode aumentar a eficiência e reduzir os custos dos sistemas de gestão de resíduos. A compostagem residencial pode ser realizada tanto em casas quanto em apartamentos. Quando houver espaço, existe a possibilidade da montagem de pequenas leiras e, caso contrário, a compostagem residencial é realizada por meio do uso de composteiras domésticas com o uso da técnica da vermicompostagem.

A compostagem descentralizada pode ser realizada em áreas da vizinhança e comunidades dando a pequenos grupos a oportunidade de tratar seu resíduo a um custo relativamente baixo (HOORNWEG; OTTEN, 1999). Hoornweg e Otten (1999) destacam que residências, estabelecimentos comerciais (como pequenos mercados ou lojas) e instituições (como prédios do governo e escolas) que gerem entre 5 e 50 toneladas de resíduo orgânico por dia em uma mesma área podem compostar seus resíduos em terrenos próximos disponíveis, incluindo resíduos de jardins e parques da região. Além disso, os autores destacam que o município pode dar suporte a esses projetos por meio de investimentos em educação ambiental, fornecimento do espaço para a instalação destes projetos, realização dos investimentos iniciais de instalação, além de prover o transporte e disposição dos rejeitos para aterros sanitários e destinar o composto produzido aos parques públicos (HOORNWEG; OTTEN, 1999).

A compostagem centralizada em larga escala pode variar entre 10 e 500 toneladas por dia e deve ser projetada considerando requisitos ambientais, sociais e técnicos de maneira formal (HOORNWEG; OTTEN, 1999). A decisão relativa ao tipo de compostagem a ser adotada deve considerar o mercado no qual o composto produzido será comercializado, pois o design e a operação da instalação tem grande impacto na qualidade do produto final (USEPA, [s.d.]). Se houver a intenção de se aplicar o composto em plantações, deve-se garantir que o mesmo seja de alta qualidade e não ofereça riscos ao crescimento das plantas; para outros usos do composto, como a cobertura de aterros sanitários, as exigências são menos rigorosas (USEPA, [s.d.]).

Embora existam diversos métodos para operação de sistemas de compostagem, Inacio e Miller (2009) afirmam que todos os métodos devem ter como objetivos: i) evitar a proliferação de moscas e outros vetores, evitar a ocorrência de odores desagradáveis; ii) controlar a produção do chorume; iii) gerar um produto final sem riscos de

contaminação do solo e água; e iv) ser adequado ao manuseio quando usado na agricultura e na recuperação dos solos. Os autores destacam algumas variáveis que devem ser levadas em consideração na escolha do método de compostagem a adotar, dentre elas: i) a área disponível; ii) o clima (principalmente em regiões com neve ou extremamente secas); iii) a localização; iv) a proximidade de concentrações residenciais; e v) a mão-de-obra e capital necessários para implantação e operação do sistema. Para Platt e Goldstein (2014), a velocidade de degradação dos materiais a serem compostados também deve ser considerada. Alguns materiais, como podas de jardins, se degradam rapidamente apenas em algumas estações do ano enquanto o lodo de esgoto tem alto potencial de degradação durante todo o ano. Os autores destacam que os materiais com baixa velocidade de degradação favorecem sistemas com baixa tecnologia (sistemas abertos), enquanto materiais com alto potencial de degradação favorecem sistemas fechados (*enclosed ou in-vessel*). Quanto aos odores, os autores destacam que as instalações próximas de áreas urbanas devem ter rigoroso controle do processo, o que favorece a opção pelo uso de sistemas fechados, enquanto instalações em áreas rurais podem utilizar sistemas de baixa tecnologia.

Platt e Goldstein (2014) caracterizam um sistema de compostagem como: aberto ou fechado, com aeração passiva ou ativa; com leiras estáticas ou com revolvimento; realizado no próprio local ou em instalações centralizadas. Inacio e Miller (2009) separam os principais métodos de compostagem em grupos conforme o tipo de aeração, grau de revolvimento das leiras, e se são realizados em leiras ou de forma confinada, como biorreatores. Dentro de cada grupo existe uma diversidade de métodos diferentes, com variações e usos de tecnologias específicas, as quais podem ser ou não patenteadas (INACIO; MILLER, 2009). Segundo Inacio e Miller (2009), os métodos mais utilizados são: leiras estáticas com aeração natural; leiras estáticas com aeração forçada; compostagem com revolvimento de leiras e compostagem em reatores (confinada). Além desses métodos, Platt e Goldstein (2014) incluem o método da vermicompostagem como um dos mais utilizados.

4.3.1. Compostagem com revolvimento de leiras

O método de compostagem com revolvimento de leiras possui um baixo custo de implantação e é o método mais difundido no Brasil (INACIO; MILLER, 2009). O revolvimento das leiras é utilizado para controlar a aeração e a temperatura nesse processo, no entanto, segundo

Epstein (1997 apud INACIO; MILLER, 2009), o oxigênio fornecido pelo revolvimento da leira se esgota em alguns minutos, o que torna esse método ineficiente para a manutenção prolongada da aeração das leiras. Além disso, o revolvimento das leiras exige grandes pátios e aumenta a geração de chorume e emissão de odores (INACIO; MILLER, 2009).

Inacio e Miller (2009) destacam que o método de compostagem com revolvimento de leiras tem melhor desempenho na compostagem de grandes volumes de material vegetal, como restos de poda, grama e folhas secas, do que quando usado na compostagem de materiais mais pesados e com grande conteúdo de água como, por exemplo, restos de comida. Dessa forma, segundo os autores, quando se tem apenas materiais vegetais para serem compostados, como podas de parques e jardins e grama, o método de revolvimento de leiras pode ser mais simples de implantar. Platt e Goldstein (2014) destacam que esse é o método mais utilizado nos EUA, devido a sua facilidade de obter materiais e aos baixos custos de operação. Além disso, um fator agravante para a difusão desse método nos EUA pode ser o fato que, segundo Platt e Goldstein (2014), mais de 70% das instalações de compostagem nos EUA processam apenas resíduos de podas de parques e jardins.

4.3.2. Compostagem com leiras estáticas com aeração forçada

Segundo Inácio e Miller (2009), esse método foi desenvolvido com o principal objetivo de resolver um problema típico da compostagem: a falta de oxigênio no interior das leiras, causado pela forte atividade biológica nos primeiros dias do processo, o que, principalmente para resíduos urbanos, não permite o fluxo adequado de ar na leira. Para evitar isso, esse método utiliza equipamentos – compressores, ventiladores ou tubos perfurados usualmente colocados na base das leiras – para enviar ar para as leiras e manter as condições aeróbias (INACIO; MILLER, 2009; PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

A compostagem com aeração forçada possui algumas vantagens quando comparado com o método do revolvimento de leiras, de acordo com Inacio e Miller (2009), dentre elas: i) melhor controle dos odores; ii) diminuição da produção do chorume; iii) menor necessidade de área. No entanto, os autores destacam que existem poucos pátios de compostagem conduzidos em leiras com aeração forçada no Brasil, dado que estes necessitam de instalações específicas, o que ocasiona mais

altos custos de implantação. Nos EUA, por outro lado, esse método tem substituído o revolvimento de leiras (INACIO; MILLER, 2009).

4.3.3. Compostagem em sistemas fechados

Os métodos de compostagem em sistemas fechados confinam os resíduos em estruturas fechadas como container, grandes cilindros de material metálico ou em concreto e alvenaria e são dependentes de aeração forçada e de revolvimento mecânico da massa compostada (INACIO; MILLER, 2009). Esses sistemas são normalmente equipados com equipamentos para auxiliar o controle do processo, permitindo o monitoramento da temperatura e dos níveis de oxigênio em seu interior (PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

Os sistemas fechados sofrem menor influência de variações climáticas (chuvas, ventos, neve, etc), além de necessitarem de menos mão-de-obra e menor área, permitirem maior controle da qualidade do composto e reduzirem o tempo de compostagem. No entanto, apresentam desvantagens como: necessidade de mais altos investimentos e mais altos custos de operação e manutenção dos equipamentos, além do fato desses sistemas serem patenteados, o que exige a compra ou licença (INACIO; MILLER, 2009).

A compostagem em sistemas fechados é mais indicada para resíduos de processamento animal, por permitir o controle maior do processo e, principalmente, pelo potencial para evitar ocorrência de odores fortes (INACIO; MILLER, 2009).

4.3.4. Leiras estáticas com aeração passiva (método UFSC)

Platt e Goldstein (2014) destacam sistemas estáticos como sistemas com aeração passiva que utilizam o *efeito chimney*, em que o ar interno se aquece devido à atividade microbiana, subindo e sendo substituído por ar frio. Segundo os autores, uma variação desses sistemas são as leiras com aeração passiva, similar aos sistemas estáticos, mas que se utilizam de tubos/canos no meio das leiras para permitir que o ar circule. Outra variação desses sistemas é o método de leiras estáticas com aeração passiva, o qual foi aprimorado por alunos e professores da Universidade Federal de Santa Catarina por diversos anos, sendo, por isso, chamado Método UFSC (INACIO; MILLER, 2009). Nesta modalidade, a leira não é revolvida e nem aerada forçadamente, dado que o método centra-se na arquitetura da leira e no

equilíbrio dos componentes para permitir a aeração natural da mesma (INACIO; MILLER, 2009). As leiras são montadas em paredes retas tendo nas paredes uma grossa camada de grama cortada ou cavaco oriundo de picador florestal, formando uma estrutura com grânulos vegetais capazes de assentar o mais reto possível e permitir a ventilação natural da leira (PEIXE; HACK, 2014).

Nesse método, não se utilizam tubos perfurados nem qualquer outro equipamento, sendo dada ênfase a uma meticulosa montagem da leira (INACIO; MILLER, 2009). A arquitetura das leiras e a densidade da mistura dos resíduos são importantes para manter a sua aeração e dispensar os revolvimentos. As leiras são montadas com paredes retas (ou próximo disso) em relação ao solo, com alta proporção de materiais estruturantes, como a grama cortada e outros restos vegetais que permitem a formação de paredes que se sustentam, conferindo um formato retangular. Esses materiais, aparas de madeira e podas de árvores por exemplo, tem alta relação C/N e baixa densidade e devem ocupar pelo menos 1/3 do volume total da leira (INACIO; MILLER, 2009).

A montagem das leiras de maneira correta – leiras estáticas, retangulares e com a proporção correta de material estruturante – faz com que as mesmas se mantenham predominantemente aeróbias (2/3 do volume com >10% de O₂) durante a fase termofílica apenas com a aeração passiva, formando um centro interno anaeróbio (INACIO; MILLER, 2009). Isto se reflete também no padrão de temperatura, entre 55 e 65°C, normalmente apresentado nessas leiras e mostrando plena atividade microbiana (INACIO; MILLER, 2009).

As cargas são continuas, sendo que as leiras recebem novas cargas de resíduos periodicamente, conforme a necessidade operacional, em geral 2 a 3 vezes por semana (INACIO; MILLER, 2009). A leira vai ganhando altura com a adição das novas camadas de resíduos e perdendo massa por meio da biodecomposição (INACIO; MILLER, 2009). A cada nova adição de resíduos deve ser realizada mistura com o uso de garfos agrícolas. A leira também deve ser coberta com material vegetal, como cortes de grama ou folhas, ou outro material vegetal qualquer, para que os restos de alimentos não fiquem expostos em nenhuma situação (INACIO; MILLER, 2009).

Os pátios para este tipo de compostagem podem ser semi-mecanizados, ou seja, combinam atividades manuais e contam com o auxílio de máquinas, usualmente uma pá-carregadeira leve (INACIO; MILLER, 2009). Pátios de menor capacidade (até 5 ton/dia) utilizam máquinas apenas para movimentar o material das leiras em fase de

maturação para as áreas de armazenamento, enquanto pátios com maior capacidade necessitam de máquinas para realizar a montagem das leiras e o carregamento dos resíduos (INACIO; MILLER, 2009). Na manutenção das leiras são necessárias as seguintes operações: verificação da temperatura no interior das leiras com termômetros; retirada de amostras internas da massa de material para verificação visual do estágio de decomposição dos materiais; verificação de emissão de odores fortes e desagradáveis ou excesso/falta de umidade (INACIO; MILLER, 2009).

Segundo Inacio e Miller (2009), os pátios de compostagem que vêm operando com leiras estáticas e aeração passiva, para processar resíduos urbanos segregados na fonte geradora, têm demonstrado capacidade de tratamento com alta qualidade ambiental com controle da geração de vetores, minimização da produção de chorume, minimização da emissão de odores e qualidade do composto. Dentre as vantagens desse método, pode-se destacar o baixo investimento inicial, o baixo custo de operação e manutenção, a baixa necessidade de mão de obra e a baixa necessidade de área (devido à ausência de revolvimentos) (INACIO; MILLER, 2009). Essas características fazem com que essa tecnologia possua um alto potencial de replicabilidade e sustentabilidade para as condições brasileiras (INACIO; MILLER, 2009).

Após ser aperfeiçoado no âmbito do Projeto de Coleta Seletiva e Compostagem de Resíduos Urbanos da UFSC em Florianópolis, para tratar restos de alimentos gerados nos restaurantes dos campi da universidade, esse método começou a ser difundido em municípios de Santa Catarina e foi adotado pela Embrapa Solos em projetos de compostagem no Estado do Rio de Janeiro (INACIO; MILLER, 2009). Em 2015, também foi adotado pela prefeitura de São Paulo, em seu projeto que visa compostar todos os resíduos orgânicos gerados nas feiras livres da cidade (FOLHA DE SÃO PAULO, 2016; SECRETARIA ESPECIAL DE COMUNICAÇÃO, 2015).

4.3.5. Vermicompostagem

A vermicompostagem é uma técnica de compostagem que funciona melhor para tratar pequenos volumes de resíduos, como os gerados por residências familiares e pequenas propriedades (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). Essa técnica consiste na estabilização da matéria orgânica com o auxílio de minhocas e microrganismos aeróbicos (PLATT; GOLDSTEIN, 2014; SHARHOLY et al., 2008), sendo a *Eisenia fétida*, ou vermelha californiana, a espécie mais utilizada

(PLATT; GOLDSTEIN, 2014). Segundo Sharholy et al. (2008), as minhocas se alimentam da matéria orgânica parcialmente decomposta, consumindo cerca de 5 vezes seu próprio peso por dia, e produzindo um húmus inodoro e granular, que pode ser utilizado como biofertilizante para a agricultura. No entanto, os autores destacam que a área necessária para se tratar os resíduos por meio da vermicompostagem é maior quando comparada com a compostagem convencional. Além disso, essa técnica possui uma limitação quanto aos resíduos que aceita pois, frutas ácidas, carne, peixe e comidas gordurosas devem ser mantidas fora da composteira, pois podem atrair insetos e outros animais (HOORNWEG; OTTEN, 1999).

O Quadro 3 traz uma comparação dos principais métodos de compostagem (exceto o método de vermicompostagem) elaborada por Inacio e Miller (2009)

Quadro 3 - Quadro comparativo entre os métodos de compostagem

Método	Leiras estáticas com aeração passiva (Método UFSC)	Leiras com revolvimento periódico	Leiras com aeração forçada	Compostagem em reatores
Vantagens	Baixo custo de implantação; simplicidade de operação; necessidade de áreas menores em relação ao método de leiras revolvidas; não utiliza energia externa; satisfatório controle de odores; minimização da geração do chorume; pouca exigência de máquinas e equipamentos.	Baixo custo de implantação; simplicidade de operação; menor exigência de acompanhamento técnico especializado; flexibilidade de processar grandes volumes; obtém composto homogêneo.	Médio investimento inicial; maior controle do processo, temperatura e aeração; menor tempo de compostagem do que as leiras revolvidas; melhor controle de odores. menor necessidade de área do que as leiras revolvidas.	Melhor controle do processo, temperatura e aeração; possibilidade de automação; menor demanda por área; possibilidade de controlar odores; potencial para recuperação de energia térmica (dependendo do sistema); independência de agentes climáticos;
Desvantagens	Depende de operadores bem treinados; precisa de muito material vegetal de lenta degradação, o que pode ser difícil de ser conseguido; montagem das leiras mais demorada; pode exigir peneiramento do composto;	Necessita de áreas maiores em relação ao método de leiras estáticas; necessita de máquinas; elevada produção de chorume e difícil controle de odores; movimentação das máquinas fica dificultada em períodos chuvosos.	Custo de implantação com equipamentos de aeração específicos; utiliza energia externa; necessidade de bom funcionamento do sistema de aeração e controle dos odores; custo com manutenção dos equipamentos.	Elevado investimento inicial; maior custo de operação e manutenção; utiliza energia externa; menor flexibilidade para tratar volumes variáveis; tecnologias licenciadas.

Fonte: Adaptado de Inacio e Miller (2009)

4.4. TRATAMENTO MECÂNICO BIOLÓGICO: UM MÉTODO HÍBRIDO

O tratamento mecânico biológico (TMB) processa resíduos recicláveis e orgânicos não segregados na fonte. O TMB separa a fração reciclável mecanicamente e realiza um tratamento biológico para a parte orgânica (digestão anaeróbica ou compostagem) (RIGAMONTI, 2006). A ordem dos processos pode variar, sendo que, nas instalações em que o processo biológico ocorre primeiro, o nome “tratamento biológico mecânico” é comumente utilizado (FRIENDS OF THE EARTH, 2008).

Em uma instalação de TMB os resíduos passam por dois principais processos, cuja sequencia pode ser variável (FRIENDS OF EARTH, 2007): as máquinas são utilizadas para separar mecanicamente materiais recicláveis que ainda não haviam sido removidos (metal, plástico, vidro) e, em seguida, a fração orgânica é compostada ou digerida anaerobicamente, o que reduz o volume de resíduos e torna-os biologicamente inativos. O material resultante destes processos pode seguir para o aterro sanitário ou ser utilizado como um condicionador de solos de baixa qualidade, dependendo das características do processo adotado (FRIENDS OF THE EARTH, 2008). Se estiver limpo o suficiente, o mesmo pode ser utilizado para a recuperação de solos em terrenos abandonados, restauração de aterros sanitários ou ainda como condicionador de solos (FRIENDS OF EARTH, 2007).

Além de recuperar os materiais recicláveis, gerar energia, ou produzir um condicionador de solos, o TMB tem como objetivo a redução do volume dos resíduos e a estabilização e redução das emissões decorrentes da disposição final dos mesmos (FRIENDS OF EARTH, 2007; IPCC, 2006b). Tipicamente, o TMB separa os resíduos em frações que seguirão para algum tratamento (compostagem, biodigestão anaeróbica, combustão, reciclagem) por meio de operações, que podem incluir separação, trituração e esmagamento dos materiais. Devido a quantidade reduzida de material de parcela orgânica e a baixa atividade biológica, o resíduo tratado por meio de TMB produz até 95% menos metano do que os resíduos não tratados que são dispostos (IPCC, 2006b).

Algumas instalações utilizam o TMB como um meio para produzir um tipo de combustível derivado de resíduos (CDR), chamado de RDF (*refuse derived fuel*), o qual pode ser queimado posteriormente para produzir energia (FRIENDS OF EARTH, 2007). Na produção de RDF (ou CDR), as estações de tratamento mecânico biológico são

projetadas para que seu produto tenha algumas características particulares como, por exemplo, maior poder calorífico, para que produza mais energia quando for incinerado. O RDF só pode ser queimado em plantas que seguem os padrões estabelecidos para as estações de incineração de resíduos, o que faz com que, muitas vezes, os incineradores sejam construídos com o intuito de queimar RDF. Embora recupere o valor de parte dos resíduos, gerando energia, essa prática desencoraja a reciclagem, vista como a melhor alternativa para o tratamento dos resíduos (FRIENDS OF THE EARTH, 2008).

Dentre as vantagens do TMB, pode-se destacar que, mesmo após a coleta seletiva ser realizada, parte dos recicláveis ainda pode ser recuperada pelo TMB, se a instalação for construída com esse propósito. Além disso, o TMB reduz o volume e a biodegradabilidade dos resíduos, reduzindo assim o volume de material destinado ao aterro sanitário e as emissões decorrentes desse descarte (FRIENDS OF THE EARTH, 2008). Outra vantagem é que as plantas são, em geral, modulares, sendo construídas em pequenas unidades que podem ser adicionadas ou removidas quando a composição dos resíduos ou o volume processado mudam – há certa facilidade de transportar a parte mecânica da estação de TMB para uma instalação de reciclagem e a parte biológica da estação de TMB para uma usina de compostagem (FRIENDS OF THE EARTH, 2008). Há ainda a possibilidade de construir instalações para processar os resíduos em pequena escala, dispensando a necessidade de transporte dos resíduos por longas distâncias (FRIENDS OF THE EARTH, 2008).

Quanto às desvantagens, pode se citar o fato de que, como o TMB é uma solução que recupera valor dos materiais e, ao mesmo tempo, não exige que os resíduos sejam coletados separadamente, algumas autoridades vêem o TMB como uma alternativa à separação na fonte de recicláveis e compostáveis (FRIENDS OF EARTH, 2007). No entanto, nestas instalações, o valor extraído dos materiais (recicláveis e orgânicos) é bem menor do que o valor que pode ser extraído desses materiais quando os mesmos são separados na fonte (FRIENDS OF EARTH, 2007). Sendo assim, a Friends of Earth (2007) – organização de campanha ambiental mais influente do Reino Unido – destaca que, quando a parcela reciclável e compostável não forem separadas na fonte, o TMB é a melhor alternativa para minimizar os impactos ambientais gerados pelos resíduos, sendo preferível que ocorra em pequenas plantas de tratamento para minimizar o transporte. Dessa forma, sempre que possível, a coleta seletiva deve ser sempre priorizada frente ao TMB (FRIENDS OF EARTH, 2007).

4.5. WASTE TO ENERGY

Além da produção de energia pela queima do biogás liberado pelos resíduos orgânicos, existe a possibilidade de se produzir energia por meio da incineração dos resíduos urbanos. O IPCC (2011) afirma que a parcela de energia contida nos resíduos pode ser explorada com mais eficiência por meio do uso de processos térmicos do que por meio da produção de biogás, pois durante a combustão a energia proveniente da biomassa (papeis, madeira, têxteis naturais, restos de comida) e das fontes de carbono fóssil (plásticos, tecidos sintéticos) é derivada diretamente, o que traz maior rendimento ao processo.

A tecnologia de *Waste to Energy* consiste na incineração dos resíduos, um dos tratamentos térmicos mais comuns para se tratar os diferentes tipos de resíduos gerados nos dias de hoje, como os resíduos sólidos urbanos (sem separação na fonte), os *refuse derived fuels (RDF)*, resíduos industriais e resíduos industriais perigosos (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015). Os incineradores eram primariamente utilizados para a redução da massa em países com pouco espaço para a construção de aterros sanitários, mas hoje em dia a maior parte das plantas possui sistemas para a recuperação da energia (MARCHETTINI; RIDOLFI; RUSTICI, 2007).

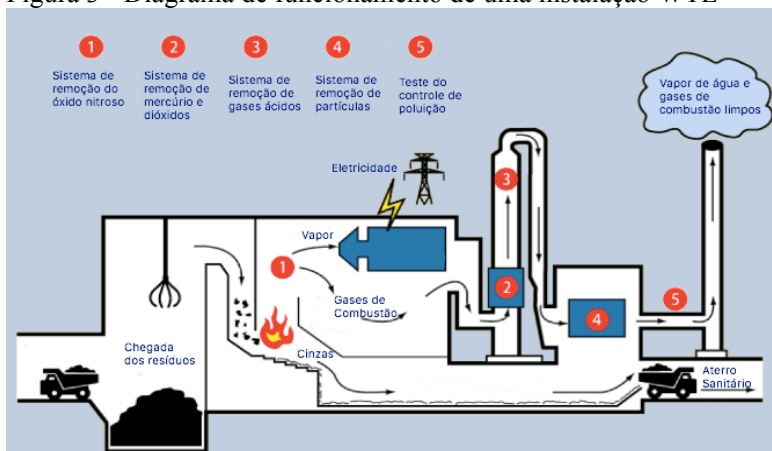
A maior parte da incineração realizada no mundo hoje visa a recuperação energética, tanto na forma de eletricidade quanto na forma de calor, fazendo com que as instalações de incineração com produção de energia sejam normalmente chamadas de *Waste to Energy* (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015). Segundo Zhao et al. (2016), as tecnologias mais comuns de *Waste to Energy (WTE)* utilizadas ao redor do mundo são: *grate-based WTE incinerators*, *fluidized bed incinerators*, *rotary kiln furnaces* and *pyrolysis gasification furnaces*, sendo que a tecnologia de incineração é base das plantas de WTE.

Um tratamento térmico é qualquer processo que aconteça em temperaturas relativamente altas causando modificações nas estruturas químicas do material processado (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015). Segundo Lombardi, Carnevale e Corti (2015), os principais processos para conversão termoquímica são a combustão (ou incineração), a gaseificação e a pirólise, sendo a incineração a tecnologia dominante em termos de tratamento térmico. A geração de eletricidade nesse processo se dá por meio de turbinas que são giradas a partir do vapor das altas temperaturas produzido pelo processo de incineração dos resíduos (ZHAO et al., 2016).

O processo de incineração dos resíduos urbanos por meio de tecnologias WTE, tipicamente, expõe os resíduos a temperaturas próximas à 850°C, o que converte os resíduos em água e dióxido de carbono enquanto uma porção desses resíduos se transforma em cinzas (BOVEA et al., 2010). Essas chamadas cinzas de fundo trazem a parcela de metais e alumínio que entraram na planta e podem ser separados e posteriormente reciclados, enquanto o restante das cinzas de fundo podem ser enviadas aos aterros sanitários ou utilizadas na construção de asfalto (BOVEA et al., 2010).

A incineração pode ser um componente importante para programas de gestão integrada de resíduos de grandes cidades, as quais possuem espaços limitados para a construção de aterros sanitários (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010). Mas, apesar de gerar energia, este processo é responsável por emissões tóxicas de poluentes do ar e geram resíduos sólidos, como as cinzas de fundo e as cinzas volantes – produto coletado pelos equipamentos de controle da poluição (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010; ZHAO et al., 2016). As cinzas de fundo, quando processadas, tem seu uso permitido em vários países para uso como asfalto e para aplicações de construção (WORLD BANK, 2005; ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010). Devido ao alto controle exigido por este tipo de processo, as plantas WTE requerem altos investimentos e tem altos custos operacionais quando comparadas com outras tecnologias de tratamento de resíduos (ZHAO et al., 2016). O funcionamento de uma instalação WTE é apresentado na Figura 3.

Figura 3 - Diagrama de funcionamento de uma instalação WTE



Fonte: Adaptado de (ECOMAINE, 2017)

Embora muito utilizadas no mundo, responsável pelo tratamento de cerca de 50% dos resíduos urbanos em países como Suécia, Holanda e Dinamarca (EUROSTAT, 2015), o processo de incineração de resíduos é criticado por diversos autores. A Zero Waste Europe (2016) afirma que, mesmo esse processo sendo classificado como “fonte renovável de energia”, e encorajado por meio de subsídios financeiros em alguns países, a recuperação de energia a partir de resíduos ainda é uma das opções de valorização menos desejáveis na hierarquia dos resíduos e entra em conflito com opções mais indicadas como redução da geração de resíduos e a busca pelo aumento das taxas de reciclagem. Para Narayana (2009), a incineração é um processo que, ao invés de eliminar os resíduos, geram-os. As cinzas e as emissões geradas nesse processo são muito mais difíceis de lidar do que o resíduo original (NARAYANA, 2009). Segundo Narayana (2009), essas emissões atmosféricas geradas pelos incineradores contibuem para o aumento de casos de câncer por conter metais pesados, dióxidos, e outros compostos orgânicos voláteis em sua composição, os quais são lançados na atmosfera. Além disso, para que se obtenha mais alto rendimento, a incineração necessita de resíduos com alto poder calorífico, característica não observada nos resíduos de países em desenvolvimento, onde a maior fração de resíduos gerados são orgânicos, mais especificamente restos de comida com baixo poder calorífico (NARAYANA, 2009). O Quadro 4 apresenta os dados relativos ao poder calorífico dos diferentes materiais presentes nos resíduos urbanos utilizados por Assamoi e Lawryshyn (2012) e da Empresa de Pesquisa Energética EPE (2008), e, embora os valores utilizados estejam em diferentes unidades, permite constatar que os restos de comida são os materiais com mais baixo poder calorífico.

Quadro 4 - Poder calorífico dos diferentes componentes dos RSU

Componente	EPE (2008), kcal/kg	Assamoi e Lawryshyn (2012); GJ/t
Papel	4.030	16
Restos de Comida	1.310	4
Madeira	2.520	17
Plástico	6.300	35
Borracha	6.780	25
Textéis	3.480	18
Couro	3.630	17

Fonte: Assamoi e Lawryshyn (2012) e EPE (2008)

5. A GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS NO MUNDO

Nesta seção são apresentados sistemas de gestão de resíduos urbanos de alguns países, como: Estados Unidos e China, maiores geradores de resíduos no mundo; países da União Européia, que adotou recentemente diretrizes voltadas à difusão da Economia Circular; Índia, pela sua semelhança com a economia brasileira; e Austrália, devido à sua semelhança geográfica.

5.1. UNIÃO EUROPÉIA

Os conceitos da economia circular vêm sendo disseminados na Europa por diversas organizações, dentre estas, pode-se citar a Ellen MacArthur Foundation, Zero Waste Europe e Friends of Earth. Recentemente, a União Européia (UE) adotou um conjunto de ações que visam promover a Economia Circular, dentre as quais se destacam algumas ações relativas aos resíduos alimentares (EUROPEAN COMMISSION, 2015, 2017a). Além disso, diversas diretivas foram publicadas nos últimos anos definindo metas a serem cumpridas pelos países em relação ao tratamento dos resíduos e geração de energia, como é o caso da *Landfill Directive*, de 1999, e da *Renewable Energy Directive*, de 2009.

A *Landfill Directive* estabelece que os estados membros devem reduzir envio de resíduos biodegradáveis (principalmente resíduos de jardins e resíduos alimentares) aos aterros sanitários para o equivalente a 35% da quantidade enviada em 1995 (EUROPEAN COMMISSION, 2016a). O prazo para cumprimento desta meta é 2016 para a maior parte dos países, embora alguns países tenham um prazo mais longo, até 2020 (EUROPEAN COMMISSION, 2016a). Segundo a Zero Waste Europe (2016) e o IPCC (2011), a aplicação desta diretiva permitiu a redução do volume de resíduos biodegradáveis enviados aos aterros sanitários, mas contribuiu para a elevação do volume dos resíduos incinerados, dado que nenhuma outra política restringiu o envio dos resíduos aos incineradores *Waste-to-Energy*. A *Renewable Energy Directive*, de 2009, também prevê que pelo menos 20% de toda a energia consumida na Europa deve ser proveniente de fontes renováveis, meta a ser alcançada até 2020. Cada país deve atingir metas nacionais de geração de energia renovável específicas, as quais são calculadas com base na matriz energética de cada país no ano de 2005. Assim, as metas para

2020 são diferentes para cada país, variando desde 10%, no caso de Malta até 49% na Suécia. A diretiva ainda determina que, até 2020, pelo menos 10% dos combustíveis utilizados para transporte na Europa sejam provenientes de fontes renováveis (EUROPEAN COMMISSION, 2017b; EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION, 2009). As fontes de energias renováveis preferíveis são as fontes de energia eólica, solar, aerotérmica, geotérmica, hidrotérmica, energia do oceano, hidroelétricas, biomassa, gás de aterros sanitários, gás de estações de tratamento de lodo de esgoto e biogases (ZERO WASTE EUROPE, 2016). A energia proveniente da biomassa é aquela que faz uso de matéria orgânica, sejam resíduos de origem biológica, provenientes das atividades de agricultura (incluindo substâncias vegetais e animais), silvicultura, pesca e aquicultura, ou aqueles oriundos da parte biodegradável dos resíduos industriais e municipais (ZERO WASTE EUROPE, 2016). A inclusão da fração orgânica dos resíduos urbanos como fonte potencial de energia renovável – biomassa – na Europa deu oportunidade para que as indústrias de *Waste-to-Energy* solicitassem benefícios financeiros dado que estas queimam os resíduos orgânicos o que, segundo Zero Waste Europe (2016), seria uma distorção do real propósito desses incentivos, os quais deveriam ser direcionados apenas para as alternativas de geração de energia sustentável.

Vale destacar o alto custo de infraestrutura das incineradoras e a necessidade de instalações de larga escala como forma de garantir sua viabilidade econômica. Assim, a necessidade de elevados volumes de resíduos, aliada à capacidade ociosa das incineradoras no Norte da Europa, contribui para que as incineradoras reduzam preços para se tornarem mais competitivas, o que incentiva a queima de resíduos orgânicos ao invés da reciclagem (REICHEL; MILIOS, 2013; ZERO WASTE EUROPE, 2016). Esta queima de resíduos com baixo valor calorífico faz com que seja necessário incluir resíduos de mais alto valor calorífico, como plástico e papel, os quais também poderiam ser reciclados. Em outras palavras, isso vai de encontro com objetivos prioritários da UE, que visam limitar o processo da incineração para materiais não recicláveis (EUROPEAN COMMISSION, 2016b). Outros objetivos prioritários da política de resíduos da União Européia são: i) a redução da quantidade de resíduos gerada; ii) maximização do reuso e da reciclagem; iii) limitação gradual do envio de resíduos recicláveis e recuperáveis para aterros sanitários; iv) garantia da implantação das metas relativas à política de resíduos em todos os estados membros da UE (EUROPEAN COMMISSION, 2016b).

A Alemanha foi o primeiro país da Europa a introduzir políticas que limitam o envio de resíduos aos aterros sanitários (REICHEL; MILIOS, 2013). Nos anos 1990, a legislação já exigia a implantação de políticas para que a coleta de embalagens, resíduos orgânicos e de papel fosse realizada separadamente. Isso contribuiu para o crescimento do volume de resíduos reciclados naquele país: em 2001, 48% dos resíduos urbanos na Alemanha foram reciclados, sendo 25% aterrados e 22% incinerados (REICHEL; MILIOS, 2013). Em 2015, a taxa de reciclagem atingiu 67%, enquanto o volume destinado aos aterros ficou próximo de zero e 32% foi incinerado (EUROSTAT, 2015). No que se refere à parcela de resíduos orgânicos urbanos, a taxa de reciclagem alcançou 18,5% do total de resíduos urbanos gerados, índice que reflete o resultado das políticas adotadas no país. A proibição do encaminhamento de resíduos sem pré-tratamento aos aterros sanitários, a responsabilização do produtor pela gestão do resíduo e a exigência da separação do resíduo na fonte – que passou a ser obrigatória inclusive para resíduos de jardins e resíduos alimentares a partir de 2015 – contribuíram para estes resultados (REICHEL; MILIOS, 2013).

Em 2011, na Alemanha, 14 milhões de toneladas de resíduos orgânicos foram compostados ou digeridos anaerobicamente, dentre os quais cerca de 28% são relativos a resíduos oriundos da coleta conjunta de resíduos de jardins e resíduos alimentares e outros 36% são relativos a resíduos de podas de parques e jardins, sendo a grande maioria desses tratada via compostagem (UMWEALTH BUNDESAMT, 2016). Em 2008, por exemplo, haviam 1.000 instalações de compostagem e 85 de digestão anaeróbica, as quais processavam resíduos orgânicos provenientes de residências, comércio, parques e jardins (UMWEALTH BUNDESAMT, 2016).

Na Alemanha, a responsabilidade pela gestão de resíduos é tanto do governo federal, quanto dos estados e autoridades locais. Os planos de gestão de resíduos são elaborados por cada estado federado e devem seguir as orientações do Ministério do Meio Ambiente, enquanto a responsabilidade pela coleta e destinação dos resíduos domiciliares cabe aos municípios (REICHEL; MILIOS, 2013).

A Suécia é outro país que se destaca na gestão dos resíduos, tendo gerado 4,36 milhões de toneladas de resíduos urbanos em 2010, cerca de 465kg/habitante por ano (MILIOS, 2013a), volume cerca de 100kg menor que o gerado na Alemanha no mesmo período (REICHEL; MILIOS, 2013). As tecnologias usadas para tratamento dos resíduos urbanos na Suécia são a incineração, responsável pela destinação de 51% dos RSU em 2015, e a reciclagem, responsável por 48%, tendo

sido 1% do total de resíduos destinados a aterros sanitários (MILIOS, 2013a). Destaca-se ainda que o montante de resíduos orgânicos urbanos reciclados chegou a 13% do total de resíduos urbanos gerados em 2010, o que contribui para que as metas relativas à disposição de resíduos biodegradáveis em aterros definidas na *Landfill Directive* fossem atingidas (MILIOS, 2013a). A baixíssima taxa de disposição de resíduos em aterros sanitários na Suécia é decorrente de ações como: a proibição em 2002 da disposição de resíduos com alto poder calorífico (*combustible waste*) em aterros sanitários; a proibição, em 2005, do envio de resíduos orgânicos para aterros sanitários e; a imposição da *landfill tax* – adotada pelo governo de diversos países – que corresponde à taxa cobrada por tonelada de resíduos dispostos em aterros sanitários (MILIOS, 2013a).

A Dinamarca apresenta índices associados à gestão de resíduos muito semelhantes aos da Suécia. Em 2010, 4% de seus resíduos urbanos eram destinados aos aterros sanitários, 54% incinerados para a produção de energia – taxa mais alta da UE, segundo a Zero Waste Europe (2016) – sendo os outros 42% reciclados (BIRGITTE KJAER, 2013). Dentre as iniciativas que contribuíram para esses índices, destacam-se: a proibição do envio de resíduos combustíveis e de resíduos biodegradáveis para aterros sanitários, as quais entraram em vigor em 1997; e as políticas de coleta com separação na fonte para papel, embalagens de vidros e resíduos de jardins, que impulsionaram a reciclagem (BIRGITTE KJAER, 2013). A fração orgânica, por exemplo, teve um aumento de participação de 14% para 19% em 10 anos, sendo a maior parte desse montante relativa aos resíduos de jardins oriundos de residências (BIRGITTE KJAER, 2013).

Com a *landfill tax* mais alta da Europa (107,5 euros por tonelada em 2010), o volume de resíduos enviado para aterro em 2010 foi de 0,3% na Holanda, sendo o restante encaminhado para reciclagem e incineração (MILIOS, 2013b). A Holanda é também o país da UE com a maior participação de plantas *Waste-to-Energy* em sua matriz de energia renovável, onde 28,3% corresponde a energia gerada a partir da incineração dos resíduos urbanos (ZERO WASTE EUROPE, 2016).

Itália, Reino Unido e Portugal têm índices mais altos de envio de materiais para aterros sanitários. A Itália, por exemplo, ainda aterrava 48% de seus resíduos urbanos em 2010 (FERRARIS; PALEARI, 2013), o Reino Unido, 49% (WATSON, 2013) e Portugal mais de 60% (BAKAS, 2013). A incineração é outra tecnologia de tratamento de resíduos usada nestes três países: Itália e Reino Unido incineram cerca de 10% de seus resíduos e Portugal, aproximadamente, 20% (BAKAS,

2013; FERRARIS; PALEARI, 2013; WATSON, 2013). No que diz respeito a taxas de reciclagem de orgânicos, estas também são similares nos três países, próximas a 10% do total de resíduos urbanos gerados. (BAKAS, 2013; FERRARIS; PALEARI, 2013; WATSON, 2013). Vale destacar que a reciclagem no Reino Unido é predominantemente realizada por instalações de tratamento mecânico biológico, as quais reciclaram 25% de todo o resíduo urbano produzido no ano de 2010 (WATSON, 2013).

Os três países fazem uso da *landfill tax*, embora o valor cobrado por tonelada aterrada seja relativamente baixo em Portugal e Itália, o que de certa forma pode não trazer incentivos suficientes para o desvio dos resíduos urbanos dos aterros. No Reino Unido, a elevação desta taxa foi de 10 para quase 50 euros por tonelada, entre 2001 e 2010, e foi acompanhada de uma redução do volume de resíduos encaminhados aos aterros de 80% para 49 % (WATSON, 2013).

A Espanha reciclava cerca de 33% de seus resíduos urbanos em 2010, com 58% destes sendo aterrados e 9% tratados via incineração (ALMASI; MILLIOS, 2013). Dentre o montante reciclado, mais da metade é relativo aos resíduos orgânicos. A Espanha, ao contrário da maior parte dos países da UE, não adota a *landfill tax*. No entanto, o país permite que suas regiões estabeleçam incentivos econômicos para promover a prevenção da geração de resíduos, como a adoção da *landfill tax* e da *incineration tax*, sendo que a única região que fazia uso da *landfill tax* para resíduos urbanos em 2010 era a região de Catalunha (ALMASI; MILLIOS, 2013).

Embora a imposição de *landfill tax* pareça contribuir para a redução dos volumes de resíduos encaminhados aos aterros sanitários, há casos em que os resultados positivos não estão associados a esta prática. A Alemanha, por exemplo, é o país com mais altas taxas de reciclagem da UE e não cobra a *landfill tax*. No entanto, proíbe a disposição de resíduos sem pré-tratamento em aterros sanitários e, com esta exigência, somente 1% dos resíduos urbanos foram encaminhados a aterros em 2010 (REICHEL; MILIOS, 2013). Na Itália, há diferenças significativas entre as taxas de resíduos encaminhadas a aterros: regiões que possuem mais altas taxas são aquelas que se destacam pela coleta com separação na fonte, capacidade adequada para o tratamento dos resíduos urbanos com uso de diferentes tecnologias e mercado bem desenvolvido para os recicláveis (FERRARIS; PALEARI, 2013).

A Slovenia ainda envia a maior parte de seus resíduos urbanos para aterros sanitários: cerca de 70% em 2010 (ALEKSIC, 2013). Segundo Vliet (2014), esse quadro era pior: até 1994 quase todo o

resíduo gerado nas cidades da Slovenia eram dispostos em aterros sanitários. As mudanças passaram a ocorrer quando a maior parte dos aterros atingiu sua capacidade, o que elevou os custos de disposição de resíduos e fez com que os municípios passassem a buscar outras soluções (VLIET, 2014). Entre 2002 e 2010, as taxas de reciclagem aumentaram de 10% para 30%, sendo 90% desse montante relativo à reciclagem de materiais do ciclo técnico (ALEKSIC, 2013). A *landfill tax*, introduzida em 2001, embora baixa, quando comparada com outros países, pode ter contribuído para a diminuição da disposição de resíduos em aterros sanitários e para o aumento das taxas de reciclagem no país (ALEKSIC, 2013).

A cidade de Vrhnika, na Slovenia, possui uma posição de destaque quanto à gestão dos resíduos urbanos no país. A cidade conta com uma população de 18.000 habitantes e diminuiu sua geração de rejeitos de 201 quilos por habitante/ano para 80 quilos por habitante/ano entre os anos de 2004 e 2013, além de atingir um índice de coleta com separação na fonte de 76,17% em 2013 (VLIET, 2014). Vale destacar que os índices médios de coleta com separação na fonte na Europa chegam a 42%, enquanto a média da geração de rejeitos por habitante/ano gira em torno de 285 quilos (SIMON, 2015). Dentre as políticas adotadas pelo município que contribuíram para esses índices se destaca a criação de um centro de coleta de recicláveis, onde os resíduos são pesados e os residentes recebem um desconto em sua tarifa mensal, que varia de acordo com a quantidade de resíduos entregue ao centro (VLIET, 2014). Esse é um tipo de sistema PAYT (*Pay as you throw*), que coleta cerca de 30 toneladas de recicláveis por ano sem a necessidade da oferta de serviços de coleta (VLIET, 2014). Uma política específica para o tratamento dos resíduos orgânicos também merece destaque: em Vrhnika, os residentes tem a escolha de ter seus resíduos orgânicos coletados porta-a-porta ou receber composteiras domésticas do município (VLIET, 2014).

Há outras cidades européias que merecem destaque pelos altos índices de reciclagem, como a cidade de Capannori e as cidades pertencentes à Província de Treviso, localizadas no norte da Itália, e a cidade de Argenton, na Espanha.

A cidade de Capannori, primeira cidade da Europa a se declarar Zero Waste (ZERO WASTE EUROPE, 2016), conta com 46.700 habitantes e tem uma das maiores taxas de reciclagem da Europa (VAN VLIET, 2013). Em 2010, 82% dos resíduos eram separados na fonte, com apenas 18% dos resíduos sendo dispostos em aterros sanitários (VAN VLIET, 2013). Em 2012, a introdução de um sistema PAYT

contribuiu para que as taxas de separação na fonte aumentassem para 90% (VAN VLIET, 2013). Além disso, 2.200 residentes de Capannori receberam composteiras domésticas e treinamento sobre as técnicas de compostagem e aqueles que realizam compostagem doméstica recebem um desconto de 10% na tarifa de resíduos (VAN VLIET, 2013).

Os resíduos urbanos da maior parte da província de Treviso, incluindo a capital Trevis, são geridos pela companhia pública Contarina (SIMON, 2015). Nessa província, a companhia serve 554.000 habitantes em 50 municípios e alcançou índices de coleta com separação na fonte de 85% gerando apenas 53 quilos de rejeitos por habitante/ano, os quais eram enviados a aterros sanitários (SIMON, 2015). Em 2015, era esperado que a companhia instalasse uma estação de tratamento mecânico biológico, o que permitiria diminuir os rejeitos de 53 para 24 quilos por habitante/ano (SIMON, 2015). Segundo Simon (2015), os altos índices alcançados na província de Treviso se devem a combinação de uma coleta intensiva e do uso de sistemas PAYT. Em Treviso, a tarifa de resíduos é dividida entre uma tarifa fixa e outra variável. No caso dos residentes, a tarifa fixa é baseada no número de membros da residência e a tarifa variável é baseada no número de coletas das lixeiras de rejeitos. Além disso, os residentes que realizam compostagem doméstica recebem um desconto de 30% sobre a tarifa variável, o que contribui para os altos índices de residentes que realizam compostagem doméstica, cerca de 40% (SIMON, 2015).

A cidade de Argenton, localizada na região da Catalonia, Espanha, possui uma população de 12.000 habitantes e a taxa de reciclagem foi de 68% em 2010 (mais do que o dobro da média nacional) (VILET, 2014). O município adota políticas de PAYT, com a cobrança de uma tarifa fixa e uma tarifa variável que é cobrada de acordo com a proporção resíduos gerados, e adota políticas de incentivo à compostagem doméstica, por meio da doação de composteiras domésticas, fazendas de minhocas e treinamento sobre técnicas de compostagem (VILET, 2014). O sistema de gestão de resíduos da cidade é financiado apenas com as taxas de resíduos e com os lucros gerados com a venda dos recicláveis. Além disso, o município recebe parte da *landfill tax* e da *incineration tax* coletada pelo governo da Catalunha, como compensação por tratar os resíduos orgânicos de maneira correta (VILET, 2014).

5.2. CHINA

Ao contrário do que vem ocorrendo na União Europeia, onde

instrumentos baseados no mercado vem impulsionando a disseminação da Economia Circular, na China este processo é resultado de estratégias de controle e comando do governo central voltado ao objetivo de implementar a Economia Circular (DAJIAN, 2014). Desde 2006, quando os desafios relacionados à escassez de recursos e às ameaças ambientais ficaram evidentes na China, a Comissão de Reforma e Desenvolvimento da Nação Chinesa (NRDC) sugeriu a adoção da economia circular como um modelo de desenvolvimento alternativo. A partir de então, o governo Chinês, em 2008, aprovou uma lei de “Promoção da Economia Circular”, baseada em três pilares que buscam promover iniciativas de economia circular (DAJIAN, 2014): i) a dissociação entre o crescimento econômico e o consumo de recursos e a poluição; ii) mudança da visão de tratamento de resíduos sólidos para uma visão de fluxos de materiais em ciclos fechados (*closed loop material flows*) em todos os estágios das cadeias produtivas – que inclui desde a extração, produção, distribuição, consumo até o tratamento dos resíduos – e a reciclagem dos resíduos e partes, além de buscar vender mais serviços do que produtos; iii) estabelecimento de sistemas básicos que facilitam o desenvolvimento da economia circular no âmbito nacional, das províncias, municipal e de condados, introduzindo políticas e instrumentos para controlar o uso de recursos e a poluição.

A China é o maior gerador de resíduos urbanos do mundo. Na China, os resíduos urbanos usualmente incluem os residenciais, institucionais, comerciais, de limpeza das ruas e resíduos industriais não processados (WORLD BANK, 2005). Em 2004, os resíduos urbanos desse país totalizaram 190 milhões de toneladas, sendo o volume de resíduos projetado para 2030 de 480 milhões de toneladas (WORLD BANK, 2005). No que se refere à geração *per capita* de resíduos urbanos, a projeção para 2015 era de 1,20 quilos por pessoa por dia (WORLD BANK, 2005), ou seja, cerca de 438 quilos por ano.

O World Bank (2005) sugere que, devido a esse aumento, o goveno chinês deve assumir um papel ativo na sensibilização geral do público quanto à necessidade de redução da geração de resíduos. Essa sensibilização pode ocorrer por meio da inclusão de atividades no currículo escolar, como as atividades de educação ambiental e programas de sensibilização para adultos (WORLD BANK, 2005).

Em 2002, haviam 651 estações de tratamento de resíduos na China, com capacidade de tratamento total de 136 milhões de toneladas por ano de resíduos sólidos urbanos, incluindo 528 aterros sanitários, 78 plantas de compostagem e 45 plantas de incineração (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010). Em 2007, o número de estações de tratamento

diminuiu para 460, embora a capacidade de tratamento de resíduos tenha aumentado para 152 milhões de toneladas por ano, incluindo 366 aterros sanitários, 17 usinas de compostagem e 66 plantas de incineração (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010).

A composição dos resíduos urbanos na China é similar a do Brasil, com pouco mais de 50% de resíduos orgânicos (WORLD BANK, 2005; ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010). Países mais desenvolvidos, principalmente os ocidentais, tendem a apresentar menores percentuais de orgânicos na composição de resíduos urbanos, devido às altas taxas de consumo de alimentos processados e embalados. No caso da China, a maior participação de orgânicos nos resíduos urbanos se deve à dieta baseada em vegetais e frutas da população (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010).

As taxas cobradas para a gestão de resíduos na China são extremamente baixas e cobrem apenas uma pequena parte dos custos de coleta, transporte, tratamento e disposição final dos resíduos. Além disso, as tarifas são fixas, não havendo incentivos econômicos para redução e reciclagem dos resíduos (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010).

A coleta dos resíduos sólidos urbanos é realizada sem separação na fonte, na maioria dos casos, embora os chineses participem voluntariamente da coleta com separação na fonte, a qual é voltada principalmente para a parcela de resíduos secos (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010). A conveniência do descarte de resíduos misturados faz com que a coleta seletiva não seja uma prática comum na China, onde a separação é realizada por catadores (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010). Além disso, há algumas dificuldades para implantação da coleta com separação na fonte na China, pois, diferentemente de outros países – onde residências predominam e a separação na fonte pode ser realizada por meio de contentores de cores diferentes contendo etiquetas e instruções claras – populosos complexos habitacionais predominam nas grandes cidades chinesas, o que faz com que a separação se torne mais complicada fazendo com que os resíduos gerados por cada morador sejam misturados e coletados em grandes sacos (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010).

Alguns números permitem ilustrar a situação da gestão dos resíduos urbanos na China no que diz respeito à destinação destes resíduos e ao volume oriundo da coleta convencional. Segundo Raninger (2009 apud ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010), em 2006, 64% dos resíduos urbanos foram destinados aos aterros sanitários, 30% dos resíduos não foram coletados e apenas 6% foram reaproveitados de

alguma forma – sendo 1,5% via compostagem e 4,5% via incineração. Dados apresentados por Xu (2012), referente ao ano de 2010, indicam que o volume destinado aos aterros e à incineração aumentou neste período para, respectivamente, 66,94% e 16,2%, sendo somente 1,26% dos resíduos compostados.

O principal destino dos resíduos na China são os aterros sanitários, considerados por Zhang, Tan e Gersberg (2010), uma técnica eficiente em termos de custos e que absorve altas variações de demanda por disposição de resíduos. Usualmente, os aterros na China são administrados por departamentos de construção e supervisionados por departamentos de proteção ambiental (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010). Quanto à taxa de recuperação dos gases gerados nos aterros sanitários na China, Raninger (2009 APUD ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010) afirma que essa taxa é menor do que 20%.

No que diz respeito aos resíduos orgânicos, pode-se afirmar que, além do baixo percentual de resíduos tratados via compostagem, a maior parte das instalações não funcionam adequadamente e produzem um composto normalmente de baixa qualidade (WORLD BANK, 2005). Isso acontece pois a maior parte das instalações na China recebem resíduos misturados, o que compromete a qualidade do composto produzido devido a presença de metais pesados, cinzas, pedaços de plásticos e de vidro (WORLD BANK, 2005).

A elevada parcela de líquidos presente nos resíduos urbanos da China – devido à alta concentração de resíduos alimentares e conteúdos úmidos – encaminhados aos incineradores, faz com que o valor calorífico líquido destes resíduos, quando comparado aos resíduos de países desenvolvidos, seja muito baixo e, portanto, pouco indicado para utilização na incineração (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010). Zhang, Tan e Gersberg (2010) ressaltam que este menor poder calorífico dos resíduos sólidos urbanos na China é inferior ao mínimo exigido para a incineração, o que torna necessário que a maior parte das plantas chinesas tratem estes resíduos, depositando-os em um poço por um período entre 5 e 7 dias, antes que sejam encaminhados ao forno. Além disso, segundo o World Bank (2005), a maior parte das cidades chinesas precisa utilizar combustíveis para queimar os resíduos, o que inviabiliza a obtenção de ganhos com a geração de energia a partir da incineração, tornando, portanto, mais onerosa a alternativa de incineração.

Apesar destes problemas relacionados à qualidade dos resíduos, a incineração é a técnica de tratamento/disposição de resíduos que mais cresce na China. Até 1990, apenas 2% dos resíduos sólidos urbanos chineses eram tratados via incineração (BALKAN, 2012). O rápido

crescimento do país fez com que a China gerasse, em 2012, um quarto dos RSU gerados no mundo (mais de 250 milhões de toneladas anualmente), o que gerou pressão para que novas soluções fossem buscadas, aumentando o percentual dos resíduos chineses tratados via incineração para 10% (BALKAN, 2012). A expansão das plantas de incineração para a produção de energia (*Waste-to-Energy*) na China foi discutida no estudo de Zhao et al. (2016). Segundo o autor, essa é a alternativa mais adotada depois dos aterros sanitários e incluída no plano chinês de conservação de energia.

Um fato que contribuiu para o crescimento desta indústria na China está relacionado aos subsídios fornecidos pelo governo para as usinas *Waste-to-Energy* (WTE). As plantas tem isenção fiscal de 100% no pagamento do imposto de renda nos primeiros três anos em que obtiverem lucro, e 50% de isenção fiscal do quarto ao sexto ano (ZHAO et al., 2016).

No entanto, a expansão da indústria de WTE na China enfrenta algumas dificuldades do ponto de vista social. Se por um lado, a população não possui consciência na separação de seus resíduos, por outro lado, as plantas WTE enfrentam resistência e rejeição da população, pois a população se opõe a viver próximo a usinas WTE, desconfia dos padrões de emissões, das tecnologias WTE e até mesmo das regulamentações impostas pelo governo (ZHAO et al., 2016).

As tecnologias de WtE podem ser classificadas em dois tipos principais: i) *grate-based*, a tecnologia mais adotada pelos países ricos e que, na China, representa pouco mais da metade das usinas WtE, com capacidades instaladas entre 500 e 10.000 toneladas/dia, as quais tem mais alto custo dado que são construídas com equipamentos importados, e; ii) *circulating fluidized bed incinerators*, baseada em tecnologias chinesas, com custo entre 30 a 35% mais baixo que as primeiras (ZHAO et al., 2016). Embora o investimento e os custos operacionais das usinas que usam tecnologia chinesa sejam menores, quando comparada ao *grate-based*, essas emitem mais gases que contribuem para o efeito estufa, que também são mais tóxicos, além de cinzas e resíduos volumosos, especialmente quando se trata de resíduos com baixo poder calórico (ZHAO et al., 2016).

Balkan (2012) destaca alguns problemas causados pela rápida expansão do WtE na China e deficiências no marco regulatório das plantas, dentre as quais cita: as plantas de geração de energia térmica, podem, legalmente, emitir entre 4 e 5 vezes mais óxido nítrico e dióxido sulfúrico que as plantas de geração de energia, ou seja, as exigências para estas plantas de WTE são menos rigorosas; as plantas mais novas

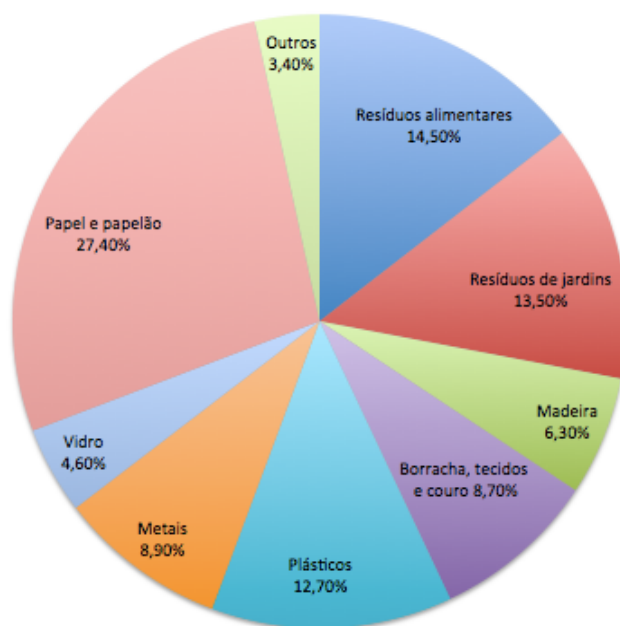
utilizam filtros de controle de poluição, no entanto, como estes são caros muitas plantas operam sem estes filtros; o tratamento de outros subprodutos, como a água removida dos resíduos antes da queima e as cinzas volantes geradas durante a queima, é insuficiente ou inexistente. Além disso, o valor cobrado para processamento dos resíduos nas plantas de WtE na Europa é, em média, 130 dólares por tonelada de resíduo enquanto na China esse valor raramente passa dos 16 dólares, valor insuficientes para cobrir os custos de um tratamento com desempenho ambiental adequado (BALKAN, 2012).

5.3. ESTADOS UNIDOS

A EPA (*Environmental Protection Agency*) é a agência de proteção ambiental americana com a missão de proteger a saúde humana e o meio ambiente. O órgão se propõe a garantir que os esforços nacionais para reduzir os riscos ambientais sejam baseados em informações científicas disponíveis e que as leis federais que protegem a saúde humana e o meio ambiente sejam executadas de forma justa e efetiva (EPA, 2016a). Segundo dados desta agência, os Estados Unidos, considerado o país mais consumista do mundo, geraram em torno de 251 milhões de toneladas de resíduos urbanos em 2012 (USEPA, 2014). Desse total, 86 milhões de toneladas foram reaproveitadas por meio da reciclagem e compostagem, o que equivale a 34,5% do total dos resíduos gerados, e 29 milhões de toneladas, cerca de 11,7%, foram queimadas para a produção de energia (USEPA, 2014).

A participação dos vários tipos de resíduos no total de resíduos urbanos gerados nos EUA é mostrada na Figura 4, onde se destacam o papel, os resíduos alimentares e as podas de jardins. Em percentual relativo ao volume de cada tipo de resíduo, o material com maior taxa de recuperação é o papel, 64,6%. As podas de jardins têm 57,7% de reaproveitamento e os restos de comida possuem um dos piores desempenhos, com apenas 4,8% (USEPA, 2014). Devido ao seu baixo índice de reaproveitamento, a EPA definiu uma hierarquia de reaproveitamento dos resíduos alimentares visando promover sua recuperação: i) redução na fonte; ii) alimentar pessoas com fome; iii) alimentar animais; iv) utilizar na indústria; v) compostagem; vi) aterros sanitários/incineração (EPA, 2016b).

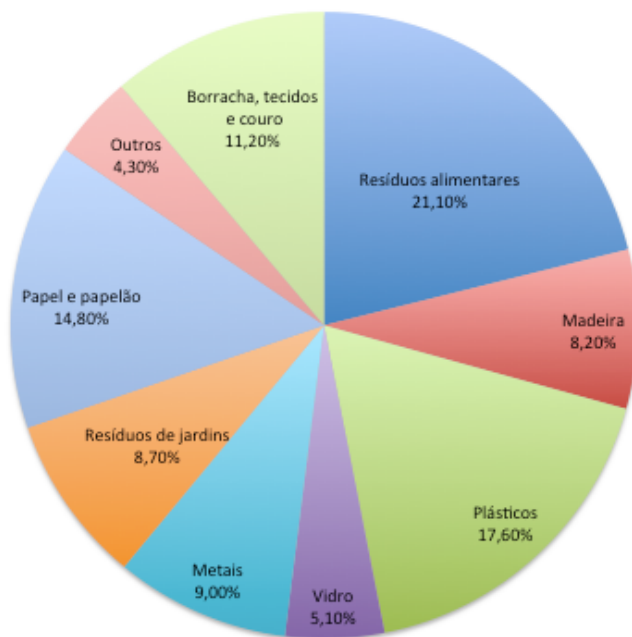
Figura 4 - Geração de resíduos urbanos dos EUA por tipo de material em 2012



Fonte: (USEPA, 2014)

Em 2012, o volume de resíduos não recuperados, ou seja, descontados os totais reciclados e compostados, totalizou 164 milhões de toneladas, os quais foram enviados aos aterros sanitários. Os dados de 2012 mostram que os resíduos alimentares tem a maior participação nesse montante, com 21,1%, seguidos dos plásticos, com 17,6%, como mostram os dados da Figura 5 (USEPA, 2014).

Figura 5 - Total de resíduos urbanos descartados em aterros sanitários nos EUA por tipo de material em 2012



Fonte: (USEPA, 2014)

Os dados mostram um crescimento das taxas de reaproveitamento de materiais nos EUA ao longo dos últimos anos: em 1990, 69,75% dos resíduos urbanos eram descartados em aterros e, em 2012, esse valor caiu para 53,8% (USEPA, 2014). Neste mesmo período, o volume de resíduos compostados cresceu de 4,2 milhões de toneladas, equivalente a cerca de 2% da geração total de resíduos, para 21,3 milhões de toneladas em 2012, 8,5% da geração total de resíduos (USEPA, 2014).

Os resíduos compostados são, em sua maior parte, provenientes de podas de jardins, sendo que, dentre as 4.914 instalações de compostagem operantes nos EUA, cerca de 71% processam apenas este tipo de material. Do restante, 7% são relativos a compostagem de resíduos alimentares, 2% resíduos misturados, 5% biosólidos, 15% são instalações de compostagem dos próprios resíduos e 1% outros (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). O alto percentual de compostagem de podas pode ser explicado pela regulamentação imposta, há alguns anos, em mais de 20 estados, proibindo o envio de resíduos de podas aos

aterros sanitários (PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

O reaproveitamento de resíduos alimentares, por outro lado, de acordo com Platt e Goldstein (2014) cresce em ritmo lento. Segundo estes mesmos autores, embora a infraestrutura para tratamento destes resíduos seja inadequada, já existem pelo menos 180 comunidades que instituíram a coleta residencial de restos de comida, além de inúmeros supermercados, escolas, restaurantes e outras instituições que também estão separando estes resíduos na fonte (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). No que diz respeito à regulamentação da gestão de resíduos alimentares, alguns estados como Connecticut e Massachusetts proibiram o descarte por estabelecimentos comerciais desses resíduos em aterros (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). O estado de Vermont, por sua vez, proibiu o descarte de resíduos alimentares tanto para estabelecimentos comerciais quanto para residenciais, com prazo até 2020 para que estes se adequem às exigências legais (PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

Embora eficazes, Platt e Goldstein (2014) destacam que as proibições de envio de resíduos aos aterros não constituem o único mecanismo para promover a recuperação dos resíduos, visto que dentre os cinco estados que mais desviam resíduos orgânicos dos aterros, apenas Iowa impõe proibições e multas. Os autores citam outros mecanismos eficientes que podem ser adotados, dentre eles: incentivos de governos locais, empréstimos a juros baixos para instalações de compostagem, permissão estatal para que as instalações de compostagem possam compostar restos de comida além de podas de jardins, e iniciativas para fomentar o mercado de composto como a aquisição de adubo pelos departamentos de transporte.

O estado da Califórnia compostou, em 2012, o maior montante de resíduos orgânicos registrado entre os estados americanos: 5,9 milhões de toneladas, que inclui além dos resíduos orgânicos urbanos, estercos e biosólidos (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). Embora não adote a proibição do envio de resíduos orgânicos para aterros sanitários, o estado aprovou, em 1989, uma lei que obriga suas jurisdições a desviar pelo menos 50% de seus resíduos dos aterros ou a pagar multas que podem chegar a US\$10.000 dólares por dia (CITY OF SAN FRANCISCO, 2009). A definição desta meta incentivou o lançamento de programas locais voltados ao tratamento de resíduos orgânicos, tanto para podas de jardins quanto para restos de comida (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). A Bay Area da Califórnia é uma das regiões americanas que realiza a coleta de resíduos de jardins semanalmente durante todo o ano – em algumas regiões essa coleta é realizada apenas no outono – o que contribuiu para a expansão da coleta de resíduos

alimentares na região, pois as jurisdições passaram a permitir que os residentes adicionassem resíduos alimentares nessas mesmas lixeiras (PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

Segundo a CalRecycle, agência estatal mais envolvida na compostagem na Califórnia, o estado possui 91 instalações com permissão para realizar compostagem, 197 projetos de compostagem realizados dentro das próprias instituições, 50 em propriedades rurais e 22 instalações que não são propriedades rurais mas processam esterco e resíduos de podas e jardins (PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

O “Pay as you Throw” (PAYT), com taxas variáveis de cobranças sobre a coleta de resíduos também vêm sendo adotado pelos estados e se baseia no fato que, tipicamente, a coleta de rejeitos é mais onerosa que a de recicláveis ou de orgânicos separados na fonte (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). Dessa forma, os valores cobrados para a coleta de recicláveis ou de compostáveis são menores ou inexistentes, o que incentiva a redução do volume de rejeitos gerados (PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

Na cidade de São Francisco, que possui o mais bem estabelecido programa de recuperação de orgânicos nos Estados Unidos, a taxa mensal é baseada no tamanho das lixeiras, assim, o tamanho padrão para residentes inclui uma lixeira de 32 galões preta para rejeitos (US\$25,90), uma lixeira de 32 galões azul para recicláveis (US\$2,06) e uma lixeira de 32 galões verde para compostáveis (US\$2,06), sendo ainda somada uma taxa base de US\$5,16, totalizando US\$35,18 (RECOLOGY, 2017). Para os residentes que diminuïrem sua lixeira de rejeitos para um volume de 20 galões, o valor é reduzido para US\$16,19 por lixeira, mantendo os outros valores. Isso quer dizer que o valor total pago passa a US\$25,47, ou seja, um desconto de 27,6% (RECOLOGY, 2017). Quanto aos estabelecimentos comerciais, estes podem diminuir seus custos em até 75%, caso reduzam o tamanho de suas lixeiras de rejeitos ou a frequência da coleta (SF ENVIRONMENT, 2016a). O uso de sacos plásticos também foi proibido sendo os residentes orientados a condicionar os resíduos orgânicos em recipientes de papelão usados, caixas de leite (as quais são compostáveis nos EUA), jornais, recipientes reutilizáveis, sacos compostáveis e até a congelar seus compostáveis, visando evitar o mau cheiro (SF ENVIRONMENT, 2016b). Mais de 95% do setor comercial e dos condomínios familiares aderem ao programa na cidade (MACY, 2014 APUD PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

São Francisco também se destaca por ter sido a primeira cidade dos Estados Unidos a adotar o “*Mandatory Recycling and Composting*

Ordinance”, que entrou em vigor em 21 de outubro de 2009, obrigando tanto os estabelecimentos residenciais quanto os comerciais a separar recicláveis, compostáveis e rejeitos (SF ENVIRONMENT, 2016c). Embora tenha se tornada obrigatória apenas em 2009, a coleta de orgânicos separados na fonte já era realizada desde 1996 no setor comercial (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). Mas, graças a essa lei, foi possível o envio de 650 toneladas diárias de resíduos compostáveis para duas instalações privadas, gerenciadas pela coletora de resíduos da cidade, Recology, quais sejam: a Jepson Praire Organics, que se localiza ao norte da cidade, e a Recology Groover, localizada ao leste, estando ambas localizadas a cerca de 90 milhas da cidade (CHIV, 2016). Segundo Chiv (2016), o ideal seria que a cidade tivesse vários programas de compostagem descentralizados, mas o custo das propriedades é extremamente alto na cidade, o que faz com que seja necessário o transporte por mais longas distâncias. Antes de serem enviados para as estações de compostagem, os resíduos orgânicos são levados para uma estação de transferência gerenciada pela Recology.

Uma reportagem feita por Boyer (2013) descreve o trabalho dos inspetores de resíduos em São Francisco. Responsáveis por parte da fiscalização, esses inspetores se dividem em dois grupos, sendo que um grupo trabalha pela manhã e monitora as lixeiras, para identificar um padrão relativo aos equívocos mais comuns no processo de separação dos resíduos nos bairros. Essas informações são repassadas para o segundo grupo de inspetores que, durante o período da tarde, visitam as casas e realizam um trabalho de educação ambiental, visando dirimir dúvidas dos residentes. Este programa é financiado inteiramente pelas taxas de coleta de rejeitos pagas pelos geradores, que também cobrem os custos de coleta, processamento, disposição, coleta de resíduos perigosos, materiais de divulgação e marketing, além de outros programas desenvolvidos em parceria com o Departamento de Meio Ambiente e o Departamento de Obras Públicas (SF ENVIRONMENT, 2016c).

Na cidade americana de Portland, uma outra prática, mais comum na Europa e em algumas cidades do Canadá, como Toronto, é adotada: a coleta de rejeitos é feita em semanas alternadas (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). Essa prática incentiva os residentes a colocarem seus resíduos orgânicos em lixeiras de resíduos compostáveis, para evitar mau cheiro e atração de vetores no lixo (GORRIE, 2012; RIGGLE, 2013 APUD PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

Muitas instalações de compostagem nos Estados Unidos não aceitam resíduos alimentares devido a questões legais, sendo um dos

motivos a falta de uma estrutura regulatória que facilite o desenvolvimento de novas operações (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). Por isso, alguns estados como Massachusetts, Ohio, Oregon e Washington vêm revisando suas regras de compostagem para criar categorias distintas de resíduos orgânicos separados na fonte que incluam resíduos alimentares, tornando o processo de aprovação das instalações de compostagem mais simples e menos oneroso (PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

No estado de Maryland, 44% dos resíduos urbanos são desviados de aterros, sendo as podas de jardins responsáveis por mais de um quarto desse total (PLATT; BELL; HARSH, 2013). Nesse mesmo estado, grandes geradores de resíduos alimentares possuem programas de coleta de resíduos alimentares, mas a maior parte encaminham seus resíduos para serem tratados em outros estados visto que as instalações de compostagem do estado não aceitam esses resíduos (PLATT; BELL; HARSH, 2013). Em uma *survey* realizada em 2012 com empresas de compostagem em Maryland, o marco regulatório vigente foi considerado um obstáculo à viabilidade financeira e expansão das instalações, bem como as políticas pró-incineração adotadas no estado, que permitem às incineradoras a obtenção de créditos de energias renováveis (PLATT; BELL; HARSH, 2013).

Platt e Goldstein (2014) destacam alterações realizadas na legislação que trata dos resíduos orgânicos no estado de Connecticut em 2013. A partir de 1 de janeiro de 2014, o estado obrigou qualquer estabelecimento comercial, atacadista ou distribuidor de alimentos, processadores ou fabricantes de alimentos em escala industrial, supermercados, *resorts* ou centros de conferências localizados a menos de 20 milhas de alguma instalação de compostagem autorizada, e que gerasse um volume médio superior a 104 toneladas por ano de resíduos orgânicos, a separar os resíduos orgânicos na fonte e garantir sua compostagem em instalação autorizada. Com esta lei, a partir de 2020, todos os geradores classificados nas categorias descritas anteriormente serão obrigados a destinar seus resíduos orgânicos para compostagem independente da quantidade gerada (PLATT; GOLDSTEIN, 2014). Em paralelo, foi realizado um trabalho para convencer os responsáveis pelos projetos de compostagem e de biodigestão anaeróbica a aumentar sua capacidade ou criar novas unidades de tratamento (PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

Também recentemente, em Julho de 2013, o estado de Massachusetts, por meio do Departamento de Proteção Ambiental anunciou que, a partir de Outubro de 2014, o descarte direto de resíduos

alimentares em aterros sanitários ou incineradores passaria a ser proibido às entidades que descartam mais de 1 tonelada de resíduos alimentares por semana, como supermercados, universidades, hotéis, hospitais e outros grandes geradores (COMMONWEALTH OF MASSACHUSETTS, 2017; PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

No estado de Vermont, o Ato 148 - *Universal Recycling Law*, que proíbe o descarte de recicláveis, incluindo resíduos de jardins e resíduos alimentares, entrou em vigor em 2014 definindo prazos diferentes para a adequação à lei de cada tipo de resíduo: os recicláveis teriam prazo até 2015, os resíduos de jardins até 2016 e restos de comida até 2020 (ILSR, 2016). Esta lei também reduz este prazo para grandes geradores que estejam localizados a menos de 20 milhas de alguma instalação de compostagem (ILSR, 2016). Segundo o Departamento de Conservação Ambiental de Vermont, a legislação das cidades daquele estado requer que empresas coletoras e as instalações utilizem o sistema de “*pay as you throw*” em sua precificação (ILSR, 2016, PLATT; GOLDSTEIN, 2014). Em decorrência desta mudança, algumas cidades reduziram o volume de resíduos urbanos à metade, como o caso de Vernon, Newark e Cannan, e as taxas de reciclagem em algumas destas cidades aumentaram em até 50% como, por exemplo, em Vernon (ILSR, 2016).

Além da redução dos volumes de resíduos gerados, de forma geral, os programas bem sucedidos têm características comuns, segundo (PLATT; GOLDSTEIN, 2014), quais sejam: i) conveniência para os envolvidos, como lixeiras fornecidas pelas municipalidades e coleta frequente; ii) programas de educação e divulgação, dado que os participantes devem entender os benefícios da compostagem, quais materiais são permitidos e como separar adequadamente os resíduos; iii) coleta de uma maior variedade de resíduos, como podas, restos de comida e papel sujo de comida; iv) eliminação de contaminantes, como a proibição do uso do poliestireno em utensílios de cozinha; v) taxas de resíduos que variem de acordo com a quantidade gerada. Além disso, Platt e Goldstein (2014) destacam que incentivos para a compra de composto e especificações dos compostos produzidos também contribuem para o sucesso destes programas.

O método de compostagem mais comum nos EUA é o *Turned Windrow System* (compostagem com revolvimento de leiras), devido a sua aplicabilidade para uma alta variedade de materiais e capacidades, baixo custo de implantação e de operação (PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

5.4. AUSTRÁLIA

A geração total de resíduos na Austrália foi de cerca de 48 milhões de toneladas em 2012 (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2013a). Os resíduos urbanos representam 14,4 milhões de toneladas, com uma taxa de reaproveitamento de 51%, sendo 49% enviados a aterros sanitários (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2013b).

A Política Nacional de Resíduos da Australia foi aprovada em novembro de 2009 pelo Conselho do Governo Australiano, e orienta as ações voltadas à gestão dos resíduos no país até o ano de 2020 (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2016a). A gestão de resíduos é de responsabilidade de cada estado, a quem cabe o desenvolvimento de mecanismos que permitam que o setor privado e os governos locais atinjam as metas definidas para 2020, relativas à recuperação de resíduos, as quais variam entre 60 a 90% dos resíduos coletados (SUSTAINABLE QUEENSLAND, 2016).

Os objetivos da Política Nacional de Resíduos Australiana compreendem a redução e a gestão dos resíduos, de forma a assegurar que o tratamento, recuperação, reutilização e disposição sejam realizados de maneira segura e ambientalmente correta, com ações direcionadas para seis áreas chaves (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2016a): i) responsabilidade compartilhada pelos resíduos, visando a redução das pegadas ambientais, tanto ao longo da cadeia produtiva, quanto no consumo e no fim do ciclo de vida dos produtos; ii) busca por eficiência e efetividade no mercado australiano de forma a promover a recuperação do valor dos resíduos, por meio de tecnologia local e inovação buscada internacionalmente; iii) busca pela sustentabilidade, com a redução da geração dos resíduos e melhor uso destes, para atingir benefícios econômicos, sociais e ambientais mais amplos; iv) redução de riscos, com a redução de conteúdos potencialmente perigosos, por meio do manuseio, recuperação e disposição dos resíduos de maneira segura e responsável; v) soluções customizadas com aumento da capacidade regional, remota e de comunidades indígenas de gerenciar seus próprios resíduos e de recuperar e reutilizar seus recursos; e vi) transparência dos resultados, por meio do acesso pelos tomadores de decisões a dados precisos e atuais, bem como a informações nacionais relevantes sobre a recuperação dos resíduos, viabilizando a avaliação do desempenho, da educação e direcionamento do comportamento e escolhas da comunidade.

A infraestrutura voltada à gestão de resíduos na Austrália conta com 2.846 instalações, sendo 1.168 aterros sanitários, 806 estações de

recuperação de recursos e 872 estações de transferência (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2013). Após coletados os resíduos, estes são consolidados em veículos com maior capacidade de carga nas estações de transferência, antes de seguir para o tratamento mais adequado; nas estações de recuperação de recursos, os resíduos são separados e processados por meio de uma variedade de tecnologias mecânicas, biológicas, ou térmicas e, por fim, os rejeitos são depositados nos aterros sanitários (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2013).

As 806 estações de recuperação de recursos são divididas em (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2013): i) 156 *garden organics processing facilities*, instalações onde os resíduos orgânicos, em condições aeróbicas para produzir um produto estável e adequado para o condicionamento dos solos, são triturados e compostados resíduos; ii) 3 *Thermal Waste Technologies facilities*, onde ocorre a combustão dos rejeitos para produção de calor e vapor para a geração de eletricidade; iii) 13 *alternative waste treatment (awt) facilities*, que são um tipo de instalação de tratamento mecânico biológico (CAMPBELL, 2012) recentemente introduzidas na cadeia de gestão de resíduos na Austrália e projetadas para acelerar a degradação biológica dos resíduos orgânicos, produzindo composto/condicionador de solo (compostagem aeróbica) ou gás rico em metano adequado para a produção de energia (digestão anaeróbica) (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2013b); iv) 520 *recycling facilities*, as quais realizam a trituração, desmontagem e triagem dos materiais complexos como resíduos eletrônicos e materiais adequados para reprocessamento como plásticos, metais, madeira, vidro e papéis; v) 114 *material recovery facilities* (MRF), que constituem estações nas quais os resíduos misturados e/ou recicláveis são triados e agrupados por tipo de material utilizando tecnologias de separação mecânica – que variam desde carregadeiras com balde até sistemas sofisticados de triagem óptica – para, em seguida, serem consolidados e enviados para estações de reciclagem para processamento.

No que se refere a tarifas de resíduos, dentre os seis estados australianos, quatro cobram taxas extras para a disposição de resíduos em aterros sanitários, valores que são, em geral, repassados ao governo local para investir em projetos de redução da geração e revalorização de resíduos (SUSTAINABLE QUEENSLAND, 2016). Em todos os estados, pelo menos uma parcela do montante arrecadado com as taxas de resíduos é aplicada para reduzir os custos dos canais reversos de reciclagem e tornar o setor mais competitivo (SUSTAINABLE QUEENSLAND, 2016). Essas taxas variam de 55 dólares/tonelada, no

estado Western Australia, a 133,10 dólares/tonelada, no estado de New South Wales (NSW), onde está localizada a maior cidade do país, a capital Sidney (SUSTAINABLE QUEENSLAND, 2016). Para Campbell (2012), estas taxas altas contribuem para elevar o volume de resíduos recuperados na região de Sidney e, em outros lugares, fatores como regulamentação mais rigorosa contribuem para desviar parte do volume dos resíduos encaminhados aos aterros.

Uma *survey* realizada por Campbell (2012) nos 5 maiores estados australianos, em relação aos materiais e ao tratamento dado aos mesmos pelas instalações de processamento de resíduos orgânicos biodegradáveis, permite constatar que os percentuais de resíduos alimentares separados na fonte, dentre os totais de orgânicos tratados, são baixos, e equivalem a 1%, 2,2%, 3,11% e 3,2% nos estados de South Australia, NSW, Western Australia e Victoria, respectivamente. Quanto ao tratamento de resíduos oriundos da coleta convencional de resíduos urbanos (sem separação na fonte), apenas os estados de NSW e Western Australia tratam esses resíduos, processando um volume equivalente a 10,5% e 19,34% do total de orgânicos tratados no estado, respectivamente. Estas diferenças nos percentuais dos volumes de resíduos orgânicos tratados, oriundos da coleta seletiva e convencional, mostram que a separação de resíduos alimentares no meio urbano não constitui uma prática difundida na Austrália, com exceção dos resíduos de jardins: os volumes de resíduos de podas e jardins tratados chegam a 32,78%, 33,3%, 34,1% e 49,65% em Western Australia, NSW, South Australia e Victoria, respectivamente.

Dados do Planet Ark (2012) confirmam os baixos volumes de resíduos alimentares tratados. Os dados indicam que a coleta porta a porta para resíduos alimentares na Austrália atende somente 6,8% dos consulados locais, o que representa 10,3% da população com acesso ao serviço. Para reduzir custos e viabilizar a coleta de resíduos alimentares separados na fonte na região de Sidney, capital de NSW, esses resíduos são coletados juntamente com os resíduos de jardins. No estado de Victoria, por exemplo, os resíduos alimentares coletados com separação na fonte pela coleta porta a porta são ainda menores do que volumes registrados na pesquisa de Campbell (2012), já que grande parte diz respeito a resíduos alimentares pré-consumo, provenientes de instalações de processamento de alimentos, os quais são destinados para companhias de produção de ração (CAMPBELL, 2012).

Uma diversidade de métodos para o tratamento dos resíduos orgânicos na Austrália foi identificada no trabalho de Campbell (2012). O método mais utilizado é o *open air windrow composting*, que engloba

diversas variações de métodos de compostagem em sistemas abertos devido ao seu mais baixo custo, embora os métodos possam variar em função dos materiais tratados e do tipo de coleta adotado. Os resíduos alimentares separados na fonte e os resíduos oriundos da coleta convencional, onde grande parte é de resíduos alimentares, são tratados via diferentes métodos em cada estado, conforme listado no Quadro 5.

Quadro 5 - Métodos mais utilizados para o tratamento de resíduos orgânicos na Austrália

Estado	Principais métodos utilizados
New South Wales	<i>Open air composting in windrows</i> para resíduos de jardins, madeiras, lodo de esgoto e esterco. O mixed waste é processado em AWT's.
Queensland	<i>Open air composting in windrows</i> (incluindo resíduos alimentares).
Victoria	<i>Open air composting in windrows</i> para maior parte dos resíduos. No entanto, os resíduos alimentares são tratados via <i>aerated static pile technology</i> .
South Austrlia	<i>Open air composting in windrows</i> para maior parte dos resíduos. No entanto, a maior parte dos resíduos alimentares são processados em uma instalação de compostagem com aeração forçada.
Western Australia	<i>Open air composting in windrows</i> para a maior parte dos resíduos. Estações de biodigestão anaeróbica e AWT's para resíduos oriundos da coleta convencional.

Fonte: Campbell (2012)

NSW é o estado com a maior quantidade de resíduos orgânicos tratados, sendo 10,5% de todo o resíduo orgânico tratado oriundo da coleta convencional (*mixed waste*), cerca de cinco vezes mais do que a quantidade de resíduos alimentares com separação na fonte. O restante do volume de resíduos orgânicos tratados no estado é composto principalmente por resíduos de podas e jardins, silvicultura e por esterco de animais. Usualmente, os resíduos orgânicos oriundos da coleta convencional – dado que maior parte é relativa a resíduos alimentares não separados na fonte – são tratados por meio de tecnologias AWT (*Alternative Waste Technology*), ou TMB, que utilizam técnicas de compostagem em aeração forçada (tanto tecnologias *aerated floor* ou

aerated static pile) para estabilizar a parcela de resíduos orgânicos biodegradáveis e putrescíveis (CAMPBELL, 2012). Embora tenha vantagens em manter os níveis de oxigênio altos, minimizando as emissões de metano, as tecnologias de aeração forçada são menos comuns devido aos seus altos custos, quando comparadas àqueles dos sistemas de leiras estáticas ou com de leiras com revolvimento, o que a torna inviável em termos comerciais. Mesmo em locais em que as taxas de disposição de resíduos em aterros sanitários são altas, só vale a pena implementar essas técnicas no estágio inicial da decomposição, até que os materiais deixem de ser considerados putrescíveis (CAMPBELL, 2012).

A cidade de Perth, capital do estado Western Australia, também utiliza sistemas de compostagem com aeração forçada. Ao contrário de Sidney, a instalação desses sistemas se deu devido à sua dependência da água de um aquífero presente na cidade (CAMPBELL, 2012). Esse aquífero possui uma situação vulnerável e, por isso, novos aterros sanitários não puderam ser construídos na região (CAMPBELL, 2012). O estado conta com uma infraestrutura de AWT's (ou TMB's), que são instalações que processam resíduos misturados, e estações de biodigestão anaeróbica, o que faz com que 19,34% de todo o resíduo orgânico tratado no estado venha de resíduos oriundos da coleta convencional (CAMPBELL, 2012):

Os governos locais vêm se posicionando para incentivar o tratamento dos resíduos alimentares com separação na fonte por meio da organização da coleta dos resíduos residenciais e de comércio em suas áreas locais. Tendo em vista a elevada participação dos resíduos alimentares nos resíduos urbanos, muitos municípios vêm adotando medidas visando reduzir o volume desses resíduos alimentares, em especial por meio de (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2016b): i) disseminação de informação e demonstrações de como armazenar restos de comida e realizar a compostagem em suas casas; ii) oferta de subsídios e descontos para que as famílias adquiram composteiras e/ou fazendas de minhocas; iii) programas piloto para restaurantes e cafés voltado à avaliação das práticas de gestão de resíduos alimentares e redução da quantidade gerada e enviadas aos aterros; iii) suporte aos negócios locais de forma a incentivar a separação de resíduos alimentares, com o objetivo de transformá-los recuperar seu valor como composto e fertilizantes.

Além dos órgãos governamentais locais, o setor privado e as organizações sem fins lucrativos também vêm promovendo ações voltadas à gestão de resíduos: os setores de varejo e processamento de

comida buscam reduzir as perdas de alimentos e minimizar a geração dos resíduos, tendo metas a serem cumpridas até 2020 (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2016b). Vale destacar que, na hierarquia de gestão dos resíduos orgânicos, a redução e o reaproveitamento de alimentos devem ser priorizados e, somente quando não há possibilidade de reaproveitar, deve-se procurar valorizar os resíduos por meio das técnicas de tratamento, como compostagem.

O reaproveitamento de alimentos é feito quando a qualidade do resíduo permite que estes sejam redistribuídos para outras pessoas, como pessoas carentes. O trabalho realizado por quatro organizações que atuam na Austrália foi responsável pela distribuição, entre os anos de 2012 e 2013, de um total de 32.372 toneladas de alimentos: Foodbank, Second Bite, OzHarvest e Fareshare (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2013c). Dados mais recentes mostram que em 2014-2015, mais de 72 milhões de refeições foram distribuídas para as comunidades pela Foodbank, OzHarvest e Secondbite (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2016b). Parte dessas refeições são feitas a partir dos resíduos de grandes supermercados como “Coles e Woolworths”, que detêm cerca de 70% da participação do mercado na Austrália e mantem parceria com estas ONGs (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2016b). Essas parcerias atendem os interesses mútuos, tanto auxiliam aos supermercados a atingirem as metas de redução de geração de resíduos alimentares quando às ONGs no combate à fome e na busca da melhoria da segurança alimentar (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2016b).

A Foodbank, organização sem fins lucrativos, que atua como uma despesa para as organizações beneficentes e grupos comunitários, é a maior organização de combate a fome da Austrália. Seus trabalhos se iniciaram em 1992 em New South Wales e hoje esta organização está presente em todos os estados da Austrália, contando com centros de distribuição nas capitais e um grande número de centros regionais. A organização conta com aproximadamente 90 funcionários e mais de 3.000 voluntários tendo, em 2014, fornecido alimentos suficientes para mais de 60 milhões de refeições (FOODBANK, 2015a). Os alimentos são coletados pela Foodbank ou entregues diretamente aos seus armazéns pelas companhias de alimentos. Em 2015 foram recebidos 33 milhões de quilos de alimentos, os quais foram fornecidos por agricultores, fabricantes e varejistas e incluem produtos que estão fora de especificação, próximos de sua data de vencimento, com rotulagem incorreta ou embalagem danificada, bem como excedentes de estoque (FOODBANK, 2015b).

Os órgãos governamentais, por sua vez, vêm investindo em

campanhas de educação voltadas à redução de resíduos alimentares. Além disso, alguns conselhos locais encorajam a compostagem doméstica por meio do fornecimento de composteiras ou de descontos para incentivar a aquisição pelos residentes (AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2016c).

Algumas parceiras entre organismos são realizadas para promover a compostagem doméstica, como é o caso da Compost Revolution (operada pela Revolution Apps), criada por três conselhos da cidade de Sidney com suporte da agência de proteção ambiental de NSW (NSW EPA) e financiado pela taxa de resíduos, sendo hoje realizada em mais de 40 conselhos ao redor da Austrália (COMPOSTING REVOLUTION, 2017a). O Compost Revolution é um empreendimento social premiado que utiliza tutoriais online e um sistema de pedido fácil integrado que permite aos residentes escolherem seu equipamento de compostagem, o qual é entregue em domicílio, para que iniciem a compostagem doméstica (COMPOSTING REVOLUTION, 2017b). Nos últimos 4 anos, a Compost Revolution cresceu e se tornou a maior comunidade de composteiros e fazendeiros de minhocas da Austrália, desviando mais de 3 mil toneladas de resíduos dos aterros sanitários e evitando a emissão de 5 mil toneladas de CO₂ equivalente, gerando economias da ordem de \$800.000 com aterros (COMPOSTING REVOLUTION, 2017b).

5.5. ÍNDIA

A gestão de resíduos sólidos constitui um dos principais problemas das megacidades indianas, sendo que, na maior parte das cidades, os sistemas de gestão de resíduos sólidos consistem em apenas quatro atividades: geração, coleta, transporte e disposição (SHARHOLY et al., 2008). A etapa de disposição é realizada em lixões a céu aberto, localizados nos arredores das cidades, sem qualquer preocupação com a degradação ambiental gerada ou com os impactos à saúde humana (TALYAN; DAHIYA; SREEKRISHNAN, 2008). Para se ter ideia, de todo o volume de resíduos coletado na Índia, estima-se que cerca de 90% seja destinado à lixões (NARAYANA, 2009; SHARHOLY et al., 2008).

A coleta dos resíduos urbanos é responsabilidade dos municípios, mas a maior parte das cidades possui baixa eficiência na coleta e grande parte dos resíduos urbanos não é coletada e fica nas ruas (SHARHOLY et al., 2008). Além disso, a coleta porta a porta ainda é recente em muitas megacidades da Índia, entre as quais Delhi, Mumbai, Bangalore,

Madras e Hyderabad (SHARHOLY et al., 2008). Esta coleta também é ineficiente e cara. Segundo Chattopadhyay, Dutta e Ray (2009), na cidade de Kolkata, 70 a 75% dos recursos são gastos na etapa de coleta, 25 a 30% no transporte e apenas 5% na destinação final

A composição dos resíduos sólidos nas cidades indianas em seus pontos de geração consiste em uma alta fração orgânica (40–60%), cinzas e terra fina (30–40%), papel (3–6%) e plástico, vidro e metais (com menos de 1%, cada), com o percentual de resíduos orgânicos urbanos maior quanto mais baixa a situação sócio-econômica dos residentes (SHARHOLY et al., 2008).

No que diz respeito às políticas de resíduos na Índia, vale ressaltar que em 2000, foram estabelecidas algumas regras para orientar a gestão dos resíduos urbanos, sendo os governos locais responsáveis pela implementação da gestão dos resíduos e da infraestrutura necessária para coleta, armazenamento, segregação, transporte, processamento e disposição final dos resíduos (TALYAN; DAHIYA; SREEKRISHNAN, 2008). As regras determinam que a parte biodegradável dos resíduos deve ser processada por meio da adoção de uma combinação de sistemas apropriados (compostagem, vermicompostagem, digestão anaeróbica, etc.), sendo a disposição final de resíduos em aterros sanitários restrita apenas à parte não biodegradável, a inertes e outros resíduos biológicos apropriadamente estabilizados. Além disso, todas as cidades deveriam ter estações de tratamento e processamento até 2003 (ASNANI, 2006 apud TALYAN; DAHIYA; SREEKRISHNAN, 2008). No entanto, mesmo com o esforço dos órgãos reguladores e diretrizes aprovadas pela suprema corte da Índia, a implementação dessas regras ainda era um sonho distante em 2008 (TALYAN; DAHIYA; SREEKRISHNAN, 2008).

No que se refere às tecnologias adotadas na Índia para o tratamento dos resíduos urbanos, destacam-se a compostagem aeróbica e vermicompostagem e o *Waste to Energy* (WTE), sendo as primeiras mais difundidas e mais populares do que a última (SHARHOLY et al., 2008). Um obstáculo para a adoção da incineração na Índia está relacionado ao baixo poder calorífico dos resíduos, que varia entre 800 e 1.000 kcal/kg (SHARHOLY et al., 2008).

Segundo Sharholy et al. (2008), a digestão anaeróbica também vêm sendo testada na Índia para a produção de biogás. Estima-se que uma planta piloto instalada em Western Paques possa tratar 150 toneladas por dia de resíduos e produzir 14.000 m³ de biogás com uma concentração de metano de 55–65%, gerando 1.2MW de energia. No entanto, estudos revelam que, para o caso da Índia, em quaisquer

situações (meio rural ou urbano) em que houver espaço suficiente, a compostagem é a melhor opção, pois não sobrecarrega os municípios com a coleta e o transporte dos resíduos urbanos, além de fornecer valiosos insumos para a agricultura (SHARHOLY et al., 2008). Existem diversas plantas de compostagem na Índia e, segundo Sharholy et al. (2008), nestas são tratados cerca de 9% dos resíduos gerados nas cidades indianas.

Há algumas diferenças significativas quando se compara o sistema de gestão de resíduos na Índia e no Brasil, ambos países em desenvolvimento com geração de altos volumes de resíduos orgânicos. A Índia descarta maior parte de seus resíduos em lixões, enquanto no Brasil, embora o descarte em lixões ainda ocorra, os aterros sanitários já são o principal método utilizado para a disposição final dos resíduos. Na Índia, as iniciativas de compostagem parecem ser bem disseminadas, enquanto no Brasil, os volumes são insignificantes. Narayana (2009) destaca que os órgãos municipais na Índia não possuem recursos adequados, ou conhecimentos técnicos suficientes, para lidar com o problema dos resíduos urbanos e, dessa forma, o sucesso na gestão desses resíduos requer maior participação de cidadãos, governos locais e empresas privadas.

5.6. BRASIL

A geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil alcançou 79,9 milhões de toneladas 2015 com uma taxa de coleta de 90,8% (MINISTERIO DAS CIDADES, 2016). Estima-se que pelo menos dois terços do total não coletado tenha sido descartado de maneira inadequada – em lixões e aterros controlados – e o restante esteja dividido entre atividades de compostagem e reciclagem (MINISTERIO DAS CIDADES, 2016). Dessa forma, a estimativa é que 58,5% dos resíduos urbanos tenham sido destinados aos aterros sanitários, 0,8% à compostagem, 1,6% à reciclagem e o restante encaminhado aos lixões e aterros controlados (IPEA, 2012a; MINISTERIO DAS CIDADES, 2016).

Os recursos gastos pelos municípios com todos os serviços de limpeza são estimados em R\$10,15 por habitante por mês (ABRELPE, 2016), sendo a administração pública direta responsável pelo destino de 94,1% dos resíduos urbanos (MINISTERIO DAS CIDADES, 2016).

A composição dos resíduos urbanos no Brasil contempla 51,4% de matéria orgânica, 31,9% de materiais recicláveis secos (metais, aço, alumínio, papel, papelão, plásticos, vidro, etc) e 16,7% rejeitos (IPEA,

2012a). Embora a fração orgânica seja responsável pela maior massa de resíduos gerados, pouca atenção vem sendo dada para este tipo de material. A parcela de recicláveis secos, por outro lado, embora ainda possua baixos índices de reciclagem, quando comparada com outros países, já é coletada de maneira seletiva em 20,8% das cidades brasileiras (MINISTERIO DAS CIDADES, 2016). Além disso, materiais recicláveis com valor econômico, como as latas de alumínio, são separadas pelos próprios estabelecimentos ou coletadas previamente por catadores e atingiram um índice de reciclagem de 98,4% em 2014 (ABRELPE, 2016).

Iniciativas relativas ao reaproveitamento da parcela orgânica, embora incipientes, já ganham atenção em algumas cidades. Além de Florianópolis, município objeto de estudo de caso neste trabalho, outras cidades do Brasil desenvolvem iniciativas voltadas ao tratamento de orgânicos e possuem planos de gestão de resíduos urbanos, atendendo o que é exigido pela PNRS.

A cidade de São Paulo realizou seu plano de gestão de resíduos em 2014. Em paralelo, realizou um projeto com o objetivo de avaliar a viabilidade e os benefícios da compostagem doméstica em 2014 – o Composta São Paulo. Nesse programa, mais de 2.000 famílias, totalizando cerca de 10.000 residentes, receberam kits de compostagem doméstica e treinamento para a prática da compostagem além de aulas de plantio. Neste projeto, os participantes responderam a questionários, cujas respostas serviram para avaliar os resultados da iniciativa como política municipal, de forma a encorajar a compostagem doméstica, onde se observou que, em 6 meses, mais de 250 toneladas de resíduos orgânicos foram compostados (COMPOSTA SAO PAULO, 2014). Além disso, a cidade também iniciou um projeto com o objetivo de compostar os resíduos orgânicos gerados em todas as feiras livres da cidade. Esse projeto teve início em 2015, com o apoio do CEPAGRO, ONG situada em Florianópolis e que atua em parceria com a UFSC, e utilizou o método de leiras estáticas com aeração passiva para compostar os resíduos orgânicos de 50 das 900 feiras livres da cidade. Os resíduos dessas 50 feiras são enviados para uma instalação de compostagem situada no bairro da Lapa – ainda existem mais 5 plantas em fase de implementação – que composta cerca de 60 toneladas de resíduos orgânicos por semana (FOLHA DE SÃO PAULO, 2016; SECRETARIA ESPECIAL DE COMUNICAÇÃO, 2015). O material produzido é utilizado pela subprefeitura na preservação de áreas verdes e em programas ambientais, além de ser distribuído para pequenos agricultores e hortelões urbanos e agricultores orgânicos e ecológicos da

cidade (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2016).

Também no estado de São Paulo, na cidade de Piracicaba, está sendo construída uma instalação de tratamento mecânico biológico, com capacidade para tratar até 2.000 toneladas de resíduos urbanos por dia para a produção de biogás e CDR (Combustível Derivado de Resíduo). Além da cidade de Piracicaba, que gera aproximadamente 400 toneladas de resíduos por dia, a instalação também processará resíduos de outros municípios da região, incluindo oito municípios participantes do Consimares (Consórcio Intermunicipal de Manejo de Resíduos Sólidos), que inclui Sumaré, Americana, Hortolândia, Monte Mor, Nova Odessa, Santa Bárbara D'Oeste, Capivari e Elias Fausto (PREFEITURA DO MUNICIPIO DE PIRACICABA, 2016). Essa instalação é resultado de um consórcio entre as empresas Enob e Kuttner GMBH & CO.KG, empresa alemã detentora da tecnologia. O investimento previsto é de R\$ 250 milhões e a previsão de início das operações era para 2016 (PREFEITURA DO MUNICIPIO DE PIRACICABA, 2016), embora em janeiro de 2017 as operações ainda não haviam se iniciado.

A cidade de Sorocaba, também no interior de São Paulo, adotou uma lei que determina que resíduos provenientes de poda e corte de árvores situadas em áreas públicas municipais de Sorocaba devem ser tratados por meio de tecnologias sustentáveis e ecologicamente corretas (LEIS MUNICIPAIS, 2012).

O município de Porto Alegre realiza compostagem de cerca de 100 toneladas de resíduos orgânicos por dia em uma usina triagem e compostagem (UTC) (PREFEITURA DE PORTO ALEGRE, 2013). Essa usina recebe diariamente resíduos provenientes da coleta domiciliar, os quais são triados para separar os materiais recicláveis secos, e cargas eventuais de resíduos especiais (orgânicos de supermercados), os quais já vem separados e são conduzidos diretamente ao pátio (PREFEITURA DE PORTO ALEGRE, 2013). O processo conta com o estabelecimento de leiras aeróbicas com controle do processo por reviramento com uma pá carregadeira e irrigação com o próprio líquido percolado proveniente das leiras de compostagem (PREFEITURA DE PORTO ALEGRE, 2013). O composto é peneirado e possui qualidade adequada para uso na jardinagem e na agricultura, melhorando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, além de gerar renda para os integrantes da associação por meio de sua comercialização do composto (PREFEITURA DE PORTO ALEGRE, [s.d.]). Além dessa iniciativa, a prefeitura de Porto Alegre ainda oferece um tutorial de como montar e operar uma composteira doméstica em sua página oficial.

6. A GESTÃO DE RSU EM FLORIANÓPOLIS: A COLETA CONVENCIONAL

A gestão dos resíduos da cidade de Florianópolis é realizada pela Companhia de Melhoramentos da Capital (COMCAP), sociedade de economia mista de direito privado, sendo a Prefeitura Municipal de Florianópolis sua acionista majoritária, a qual é responsável pela coleta de resíduos sólidos e pela limpeza pública na cidade de Florianópolis, desde 1976 (COMCAP, 2015).

No ano de 2015, a produção de resíduos sólidos em Florianópolis atingiu 200 mil toneladas (MARTINS, 2016). Desse montante, 91,5% corresponde aos resíduos coletados pela companhia por meio do seu sistema de coleta convencional porta-a-porta, 6,5% corresponde a recicláveis, coletados pela COMCAP por meio de um sistema de coleta seletiva e doados às associações de catadores, e 1,2% corresponde a resíduos de podas oriundos das atividades de limpeza urbana realizadas pela companhia e do descarte realizado pelos residentes nos pontos de entrega voluntária (PEVs) da companhia. Os outros 0,8% de resíduos urbanos coletados pela companhia correspondem a resíduos alimentares coletados de maneira seletiva e outros materiais depositados nos PEV's da companhia, como metais, pneus, resíduos alimentares e óleo de cozinha (MARTINS, 2016). Embora a companhia não ofereça serviços de coleta para resíduos de podas e jardins, os residentes podem encaminhar estes resíduos a um dos PEVs da companhia, sendo cobrados taxa de R\$100,00 por tonelada somente dos volumes que excedem 1m³. Volumes menores são comumente embalados em sacos plásticos e coletados pela própria coleta convencional.

Os resíduos coletados no sistema convencional são encaminhados ao CTReS (Centro de Transferência de Resíduos Sólidos), situado a cerca de 10km do centro de Florianópolis, no bairro do Itacorubi. Nesse local, os resíduos são compactados e, posteriormente, encaminhados, em veículos com capacidade de 25 toneladas, ao aterro no município vizinho de Biguaçu, distante de 44,2Km do centro de Florianópolis, à um custo de R\$ 130,70 por tonelada, com base em dados de 2014 (BAGNATI et al. 2015). Acrescido do custo da coleta porta-a-porta, realizada pela Comcap, o qual chegou a R\$190,00 por tonelada em 2017, o custo por tonelada dos resíduos coletados é de, aproximadamente, R\$ 350,00. O custo da coleta seletiva de materiais recicláveis, por outro lado, chega à R\$500,00 por tonelada. A taxa de coleta de resíduos municipal, indexada no IPTU, é de cerca de R\$

101,00 por habitante/ano enquanto o custo *per capita* com serviços de coleta e limpeza é estimado em R\$ 340,00 por habitante/ano. Esta diferença de valores decorre do fato da taxa de coleta de resíduos incluir apenas o custo da coleta convencional, embora a COMCAP preste outros serviços de coleta e limpeza urbana (BAGNATI ET AL 2015).

O aterro sanitário de Biguaçu recebe todo o resíduo sólido urbano coletado via coleta convencional na cidade, com exceção dos resíduos classificados como perigosos, os quais são armazenados e encaminhados para outros aterros. O aterro possui uma área de operação de cerca de 30 hectares em terreno com área de 100 hectares, recebendo uma média de 1.000 toneladas por dia, sendo 50% proveniente de Florianópolis e o restante de 23 municípios próximos e de mais de 90 empresas privadas que mantém contratos com a Proactiva, empresa que gerencia o aterro.

A decomposição dos resíduos orgânicos nos aterros gera gás metano e chorume e, no caso do aterro de Biguaçu, são gerados entre 15 e 20m³ de chorume e 2.000 a 3.000m³ de gás metano por hora. O chorume é captado e tratado gerando água e lodo de esgoto. A água, após tratada, é despejada no rio Inferninho enquanto o lodo de esgoto é novamente aterrado. O gás metano é captado e queimado, transformando-se em CO₂, o qual é cerca de 21 vezes menos poluente que o metano. A empresa vende os créditos de carbono obtidos com a redução de emissões no seu processo de queima de metano, de acordo com os termos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), definido pelo protocolo de Kyoto. Em 2009, a venda desses créditos proporcionava a empresa cerca de 11 euros por tonelada de CO₂ equivalente que deixava de emitir, enquanto atualmente, são obtidos apenas 0,10 centavos de euro por tonelada a um custo de manutenção do sistema de 1 euro por tonelada.

6.1. INICIATIVAS GOVERNAMENTAIS E NÃO GOVERNAMENTAIS DE VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS

Embora mais de 90% dos resíduos coletados pela COMCAP sejam destinados ao aterro sanitário, outros destinos dos resíduos orgânicos urbanos também podem ser identificados. As podas geradas pelas atividades desenvolvidas pela companhia na manutenção das vias públicas têm outro destino. Este material, cujo volume foi de quase 2.400 toneladas no ano de 2015, é transportado ao CTReS do Itacorubi, onde é separado, triturado e encaminhado para o centro de compostagem

da COMCAP, no próprio CTReS (COMCAP, 2015; MARTINS, 2016).

O centro de compostagem da COMCAP é gerenciado pela Associação Orgânica, uma ONG formada por estudantes e egressos do curso de Agronomia da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Além da coleta realizada pela própria associação, algumas empresas privadas, que possuem contratos com a COMCAP ou com a Associação Orgânica, também transportam resíduos orgânicos até este centro para serem compostados, sendo que o valor cobrado pela COMCAP é de R\$100,00 por tonelada de resíduos orgânicos recebidos. No total, estima-se que sejam compostados, mensalmente, cerca de 80 toneladas de resíduos alimentares, além de cerca de 30 toneladas de podas trituradas e 15 toneladas de podas não-trituradas (palha e grama) no pátio de compostagem da COMCAP. Parte das podas coletadas pela COMCAP são doadas para outras iniciativas de gestão de resíduos orgânicos urbanos que vêm contribuindo para aumentar o percentual de resíduos orgânicos desviados de aterros na cidade.

Uma importante inovação dos estudantes de agronomia UFSC que vêm sendo utilizada por esta e outras iniciativas é o uso das bombonas de 60 litros PEAD com alças e bocas largas. Essas bombonas são modulares e permitem o armazenamento seguro dos resíduos antes e depois da coleta, não sendo necessário conter o chorume no veículo de coleta, nem levantar mecanicamente ou descarregar mecanicamente (basculhar) os módulos. Além disso, o fato de serem modulares traz flexibilidade para as atividades de coleta, que pode ser realizada por uma diversidade de veículos como Kombis, vans, pequenos caminhões e até carretas, tornando seu custo altamente competitivo.

Além da iniciativa da própria empresa responsável pela gestão de resíduos de Florianópolis, COMCAP, em parceria com a Associação Orgânica, várias outras, conduzidas por empresas privadas, associações comunitárias e ONG's, merecem destaque. Dentre estas iniciativas pode-se citar as empresas privadas Procomposto, Brotei, Agroecológica, Destino Certo, Hotel SESC; os programas comunitários como a Revolução dos Baldinhos e o Camping Rio Vermelho, gerenciados pela CEPAGRO; a Horta Alecrim, o projeto Família Casca promovido pela FLORAM (Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis); e as parcerias de ONG com empresas privadas, como o Projeto Olimpo.

6.1.1. Procomposto

A Procomposto é uma empresa privada de Florianópolis especializada na gestão de resíduos orgânicos que presta serviço para

grandes geradores, como restaurantes, supermercados, refeitórios de grandes empresas e condomínios residenciais. Visando garantir a qualidade do resíduo, a empresa desenvolve um programa junto aos seus clientes para que estes realizem a segregação dos resíduos na origem e os acondicione em sacos compostáveis – os quais são fornecidos pela empresa parceira Oeko.

A coleta dos resíduos nos grandes geradores é realizada pela Procomposto, que também realiza a pesagem do resíduo coletado no próprio local. O resíduo é, então, transportado para a central de compostagem da empresa onde é misturado com outros materiais – podas, palha e serragem – para iniciar o processo de compostagem.

O método de compostagem utilizado pela empresa é o de leiras estáticas com aeração passiva, o qual, por ter sido utilizado e aprimorado durante muito tempo por professores e alunos da UFSC, é apelidado de Método UFSC. Esse método leva em torno de 6 meses para produzir um composto orgânico considerado de alta qualidade. O volume do composto gerado equivale a cerca de 25% do volume de resíduos processados, dado que parte do resíduo evapora ou se transforma em um líquido biológico, que deve ser drenado para tanques e reinserido na leira com uso de uma bomba d'água ou outro método que se tenha a disposição. Segundo Peixe e Hack (2014), ao final do processo este líquido pode ser armazenado e pode ser usado na agricultura.

No que diz respeito ao volume de resíduos processados, com base nos dados obtidos pela Procomposto, pode-se estimar que são coletados 50t de resíduos alimentares por mês, além de 30t de podas, palha e serragem usadas no processo. A empresa produz aproximadamente 25t de adubo orgânico mensalmente, o equivalente a 300t por ano. O adubo produzido é embalado e vendido para ser usado em hortas e jardins, sendo parte doado para escolas e organizações não-governamentais apoiadas pelo programa.

6.1.2. Brotei

Brotei é um negócio social que oferece soluções em gestão de resíduos orgânicos para escritórios, residências e condomínios. A empresa realiza a coleta dos resíduos orgânicos processa estes resíduos por meio da vermicompostagem (compostagem com o auxílio de minhocas), e comercializa composteiras caseiras personalizadas e produzidas a partir de materiais reutilizados. As coletas podem ser semanal ou quinzenal, dependendo da demanda, e os preços cobrados

também variam de acordo com a demanda sendo que, residências que gerem até 30 quilos por mês já podem participar a um custo de R\$29,00 por mês. A empresa, fundada em 2016, processa cerca de 10 toneladas por mês de resíduos orgânicos.

6.1.3. Agroecológica

A Agroecológica atua na coleta e gestão de resíduos orgânicos de condomínios, padarias, restaurantes. Em alguns casos, a empresa realiza a coleta dos resíduos orgânicos e terceiriza a compostagem no centro de compostagem da COMCAP. Além da coleta, a empresa oferece serviços de jardinagem e em alguns casos, realiza a compostagem no próprio cliente, ficando responsável pela manutenção do sistema sendo que o adubo produzido pode ser reutilizado nas hortas do próprio cliente. São coletados cerca de 3 toneladas de resíduos alimentares por mês.

6.1.4. Projeto Destino Certo

Dentre as iniciativas de empresas privadas, outra iniciativa que merece destaque é o projeto Destino Certo. O projeto coleta e processa resíduos orgânicos de pequenos e médios geradores como escolas, restaurantes, pousadas e lanchonetes das comunidades próximas. A coleta nesses estabelecimentos é diária com roteiros e horários específicos.

Este projeto adota o método de leiras estáticas com aeração passiva (Método UFSC) e atualmente está processando cerca de 10 toneladas de resíduos orgânicos por mês.

6.1.5. Horta Pacuca

A Horta Pacuca atua como um centro de compostagem comunitária no bairro do Campeche, recebendo, sem custos, resíduos de residências voluntárias. O adubo gerado é utilizado na própria horta comunitária do projeto, cultivada pelos próprios moradores do bairro, sendo que os alimentos podem ser colhidos por todos que contribuem com resíduo orgânico. O projeto também conta com atividades de educação ambiental e recebe podas de jardineiros das comunidades próximas. Apesar disso, a falta de mão-de-obra e de equipamentos para realizar a trituração das podas faz com que as podas utilizadas atualmente nos processos de compostagem sejam fornecidas pela

COMCAP, já trituradas, em períodos entre 2 e 3 meses. Um insumo que pode ser utilizado para substituir as podas trituradas é a serragem, a qual é doada por uma madeireira da região. Outro insumo necessário ao processo de compostagem é a palha, a qual é adquirida no CEASA/SC (Central de Abastecimento do Estado de Santa Catarina). O projeto composta em torno de 2 toneladas por mês de resíduos alimentares.

6.1.6. Hotel SESC

A rede de Hotel SESC possui três unidades em Florianópolis, localizadas em Cacupé, Prainha e Estreito, e uma em Balneário Camboriú, sendo que em todas estas os resíduos orgânicos são compostados.

Inicialmente, os resíduos dos quatro hotéis eram separados e compostados nas instalações do SESC Cacupé, que processava entre 500 kg a uma tonelada de resíduos orgânicos por dia. A partir de 2015, o SESC Cacupé passou a realizar apenas a compostagem dos resíduos orgânicos gerados em sua própria unidade, enquanto os resíduos gerados nas demais unidades do SESC passaram a ser processados na instalação de compostagem da COMCAP.

Na unidade do Cacupé, cerca de 300kg de resíduos alimentares são compostados por dia utilizando o método UFSC em um sistema que conta com 15 leiras de compostagem, 7 ativas (1 para cada dia da semana), 7 inativas e 1 reserva. As folhas utilizadas no sistema de compostagem são obtidas da varrição do próprio hotel e o esterco é proveniente de uma hípica próxima. O adubo produzido é utilizado para fazer a horta e jardinagem do hotel e produção de mudas na estufa, além de ser distribuído para visitantes e hóspedes.

6.1.7. Projetos de Compostagem comunitária apoiados pela CEPAGRO

Alguns projetos de compostagem realizados em comunidades de Florianópolis são promovidos pelo Centro de Estudos e Promoção da Agricultura de Grupo (CEPAGRO). O CEPAGRO é uma ONG fundada em 1990 por pequenos agricultores e técnicos, interessados na formação de pequenas redes produtivas locais, como forma de viabilizar o desenvolvimento das propriedades rurais familiares (CEPAGRO, 2015). Os projetos da CEPAGRO, em geral, são financiados por organismos públicos e/ou privados, tanto nacionais quanto internacionais, e

elaborados em parceria com a UFSC envolvendo estudantes e professores (CEPAGRO, 2015).

Os projetos de compostagem do CEPAGRO, os quais oferecem assistência as iniciativas identificadas, são voltados à produção de fertilizantes orgânicos para a agricultura urbana e, dentre estes projetos, merecem destaque: Revolução dos Baldinhos e o Camping Rio Vermelho.

A Revolução dos Baldinhos é um dos mais importantes projetos da CEPAGRO e foi desenvolvido na Comunidade Chico Mendes, no bairro Monte Cristo. Este bairro, localizado a cerca de 6km do centro de Florianópolis, é caracterizado pela violência, pobreza e baixo índice de escolarização da população. O projeto se iniciou em 2008 após um surto de leptospirose naquela comunidade, provocado pelo elevado volume de resíduos depositados nas ruas, o que levou à proliferação de ratos e, conseqüentemente, provocou sérios problemas de saúde. Este problema também foi agravado pela dificuldade de efetuar uma coleta regular dos resíduos urbanos dada a dificuldade de acesso às estreitas ruas da comunidade (CEPAGRO, 2016). O referido projeto visa incentivar a segregação dos resíduos na fonte e a valorização dos resíduos, os quais são destinados à compostagem em terreno próximo à comunidade. No início participavam cinco famílias e a coleta era realizada com um carrinho de supermercado duas vezes por semana, de casa em casa. Atualmente, cerca de 100 famílias participam deste projeto (num total de 400 pessoas), o qual também recebe a adesão de padarias, creches e escolas da rede municipal da comunidade. São processados cerca de 8 toneladas por mês de resíduos alimentares, coletados duas vezes por semana em 47 PEV's (Pontos de Entrega Voluntária) e 61 bombonas distribuídas pela comunidade. O aumento do volume de resíduos orgânicos coletados, resultado do sucesso deste projeto, levou a comunidade a estabelecer uma parceria com a empresa municipal de limpeza urbana (COMCAP), que disponibilizou um pequeno utilitário adaptado às ruas da comunidade, para a coleta dos resíduos orgânicos (CEPAGRO, 2016). Além disso, quatro moradores passaram a trabalhar meio período no projeto e recebem um salário mínimo.

A Cepagro também era (projeto se encerrou em Junho de 2016) responsável pelo projeto de compostagem do Camping Rio Vermelho, localizado no Parque Rio Vermelho que tratava, em média, 3 toneladas de resíduos alimentares, além de 1 tonelada de podas, folhas e aparas. O adubo produzido era utilizado na horta agroecológica do próprio camping.

Todos estes projetos que contam com envolvimento da

CEPAGRO utilizam o método UFSC de compostagem, sendo o adubo produzido vendido e/ou distribuído às famílias participantes.

6.1.8. Horta Alecrim

Ainda no bairro do Rio Vermelho, se destaca outro projeto, a Horta Alecrim. Criada em 2013, a Horta Alecrim processa, por meio do Método UFSC, cerca de 500kg de resíduos orgânicos por mês, provenientes das residências de integrantes do grupo e de outros dois vizinhos que contribuem com resíduo orgânico. O adubo produzido é utilizado na horta e distribuído entre os vizinhos que trazem o resíduo orgânico. Esse projeto ainda recebe óleo de cozinha, que é utilizado para a fabricação de sabão. O sabão produzido é comercializado com o objetivo de gerar recursos para a horta, e financiar a compra de ferramentas e sementes orgânicas.

6.1.9. Projeto Família Casca

O Projeto Família Casca, situado dentro do Horto Florestal do Córrego Grande, é um projeto apoiado pela FLORAM, que recebe resíduos orgânicos tanto de moradores do bairro quanto de pessoas que queiram contribuir com o projeto. Esse projeto foi idealizado, em 2005, pela então estudante de agronomia Cristina Schweitzer Miller, e, em 2016, compostava em torno de 6 (seis) toneladas por mês de resíduos alimentares. Além desses resíduos, as folhas coletadas na varrição do Horto Florestal também são utilizadas no processo de compostagem. Além do método de leiras estáticas, é utilizado o método da vermicompostagem como forma de acelerar o processo e produzir um composto de maior qualidade. O projeto ainda recebe cerca de 15.000 crianças por ano em suas atividades de educação ambiental.

6.1.10. Projeto Olimpo

O Olimpo é uma ONG que atua em parceria com a Associação Catarinense de Supermercados (ACATS). Iniciado em 1997, o projeto idealizado por Edison Jose Miranda busca reintegrar ex-moradores de rua e ex-usuários de drogas e surgiu devido à necessidade de adubo para as hortas cultivadas pelos participantes do projeto.

Atualmente, o projeto Olimpo recebe resíduos orgânicos de três

redes de supermercados da Grande Florianópolis, totalizando 11 lojas. Inserido como um dos projetos apoiados pelo programa Supermercado Lixo Zero, promovido pela ACATS (ACATS, 2014) e processa cerca de 170 toneladas de resíduos alimentares/mês por meio da compostagem.

A coleta e o transporte é realizada tanto pelos próprios clientes, os quais pagam apenas o tratamento de seus resíduos, quanto pelo Olimpo, que cobra o serviço de coleta, transporte e tratamento. O custo do tratamento varia entre R\$120 e R\$170 por tonelada, em função dos volumes processados. O método utilizado é o de Leiras Estáticas com Aeração Passiva.

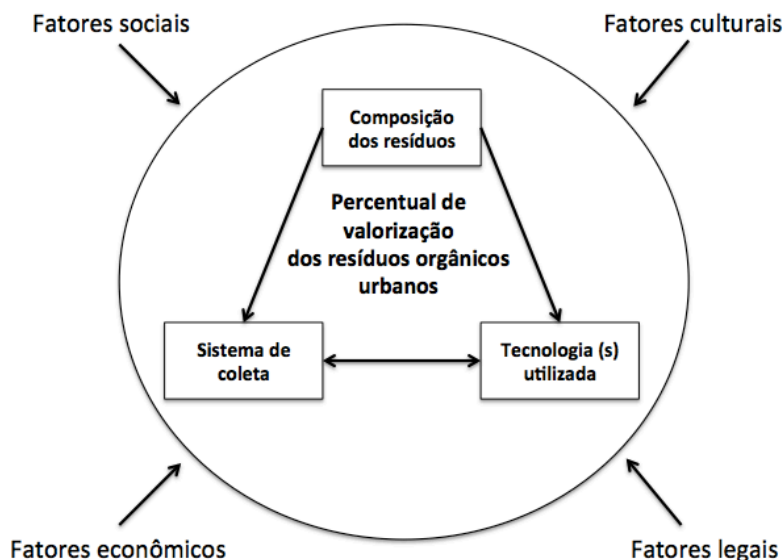
7. RESULTADOS

Não se pode afirmar que há uma estratégia ótima para recuperar o valor dos resíduos orgânicos e, ao mesmo tempo, minimizar os impactos ambientais causados pelo seu transporte e tratamento. Além disso, como ressalta o World Bank (2005), não há uma solução única que englobe as atividades de coleta, transporte, tratamento e disposição, e a maioria dos municípios utiliza uma combinação de equipamentos de coleta e de tecnologias de tratamento.

Pode-se dizer que a definição, ou escolha, de um sistema de gestão de resíduos deve contemplar duas etapas: i) definição de qual tecnologia (ou mix de tecnologias) que serão adotadas para tratamento destes resíduos, ou seja, como recuperar o valor destes e; ii) definição do sistema de coleta dos resíduos (frequência de coleta, quantidade de coletas diferentes oferecidas, sistemas de cobrança, etc). Essas escolhas devem ser consideradas de forma integrada, dado que algumas tecnologias requerem sistemas de coleta específicos, pois a forma como o resíduo é coletado, armazenado e transportado determina quais alternativas de tratamentos são viáveis. Há ainda que se considerar variáveis culturais e as características dos resíduos, como sua quantidade e a composição gravimétrica, aspectos destacados como os mais relevantes por Sharholly et al. (2008).

Algumas tecnologias requerem uma mudança de comportamento da população em relação a forma de descarte dos resíduos, outras são indicadas ao tratamento dos resíduos em geral e não demandam, por exemplo, separação na fonte, como é o caso do tratamento mecânico biológico e da incineração para a produção de energia. Tecnologias, como a compostagem e a biodigestão anaeróbica, são indicadas para processar resíduos separados na fonte, o que demanda uma mudança de comportamento e, até cultural, para que estas funcionem adequadamente e tragam bons resultados. A Figura 6 destaca alguns fatores que influenciam a escolha de um sistema de gestão de resíduos orgânicos urbanos, bem como a relação entre estes fatores.

Figura 6 - Fatores considerados na implementação de um sistema de gestão de resíduos orgânicos urbanos



Fonte: Elaboração Própria

As tecnologias de tratamento de resíduos em um município devem ser consideradas e definidas tendo em vista o sistema de coleta a ser adotado. Ambos devem levar em conta as características dos resíduos a serem processados e a realidade do município, ou seja, as características econômicas, sociais, legais e culturais da população. Estas são condições que devem orientar um plano de gestão de resíduos para garantir o sucesso das iniciativas e promover o desvio de resíduos orgânicos de aterros sanitários e lixões.

7.1. QUAL TECNOLOGIA TRAZ MAIS BENEFÍCIOS?

A análise comparativa das tecnologias de gestão de resíduos em contextos específicos é objeto de alguns artigos identificados na literatura ao longo deste trabalho, os quais foram organizados no Quadro 6. A metodologia mais utilizada é o LCA (*life cycle analysis*), que compara aspectos relativos aos impactos ambientais gerados pelo resíduo desde sua geração até o fim de seu ciclo de vida, sendo os principais impactos analisados: o potencial de contribuição para o aquecimento global, balanço energético e a poluição causada. Alguns estudos aplicam a metodologia Emergy e MEBCalctm para calcular os benefícios ambientais.

O Quadro 6 apresenta as tecnologias analisadas em cada estudo, a metodologia utilizada para compará-las, o local, os tipos de resíduos considerados, além de alguns destaques.

Quadro 6 - Estudos comparativos das tecnologias de tratamento de resíduos

Estudo	Tecnologias analisadas	Tipos de resíduos	Metodologia utilizada	Local	Principais conclusões
Morris et al. (s.d)	Aterro com recuperação de energia (40-80%); WTE; TMB (alta e baixo rendimento na separação)	Rejeitos	Measuring Environmental Benefits Calculador (MEBCalctm)	Seattle, EUA. Cidade referência em reciclagem e compostagem	Sistema TMB-Aterro obteve os melhores resultados.
Andersen et al. (2012)	Compostagem doméstica; WTE; aterro sanitário	Resíduos orgânicos domiciliares	Life cycle analysis (LCA)	Dinamarca	A compostagem doméstica apresentou baixo impacto ambiental. O WTE teve melhor avaliação, no que diz respeito ao aquecimento global, devido à substituição da energia dos <i>fossil fuels</i>
Finnveden et al. (2005)	WTE com recuperação de calor; aterros com recuperação de energia; biodigestão anaeróbica; compostagem em larga escala.	Resíduos alimentares	Life cycle analysis (LCA)	Suécia	Biodigestão anaeróbica obteve os melhores resultados.
Cherubini (2009)	Aterros; aterros com recuperação de energia; TMB (produção de RDF para inorgânicos e biogás para orgânicos); WTE	Rejeitos	Life cycle analysis (LCA)	Roma, Itália. 49% de resíduos de cozinha em sua composição.	TMB, seguido de WTE.
Lundie (2005)	Compostagem doméstica; compostagem centralizada; aterro sanitário	Resíduos alimentares e de jardins	Life cycle analysis (LCA)	Sidney	Compostagem doméstica é a melhor alternativa quando operada de maneira correta.

Blengini (2008)	Compostagem; aterro sanitario	Resíduos orgânicos	Life cycle analysis (LCA)	Distrito de Asti, Itália.	Compostagem emite só 14% das emissões do aterro.
Hong (2010)	Aterro sanitário; WTE; compostagem + WTE; compostagem + aterro sanitário.	Resíduos urbanos	Life cycle analysis (LCA)	China. 61.4% de resíduos orgânicos.	WTE é recomendado como uma boa escolha para as cidades Chinesas.
Assamoi (2012)	Aterro com geração de eletricidade; WTE.	Rejeitos	Life cycle analysis (LCA) + análise de custos	Toronto.	WTE tras ganhos ambientais e contribui menos com o efeito estufa. Mas custa muito mais caro.
Banar (2009)	TMB; reciclagem; compostagem; WTE; aterro sanitário	Resíduos urbanos	Life cycle analysis (LCA)	Eskisehir, Turquia. Cidade com 67% de resíduos alimentes.	Cenários com compostagem obtiveram melhor performance em todos os aspectos.
Jeswani (2016)	Aterro com recuperação de energia; WTE com recuperação de calor.	Rejeitos	Life cycle analysis (LCA)	Reino Unido. 15% de resíduos alimentares e 2,7% de resíduos de jardins.	WTE possui menos impactos do que os aterros sanitários, mas sua energia causa mais impactos do que o mix energético do Reino Unido.
Manchettini (2007)	WTE com recuperação de calor; aterro sanitário com recuperação de energia; compostagem.	Resíduos urbanos	Emergy. Avalia sob uma perspectiva de balanço energético.	Dados de três instalações operantes na Itália.	Tanto Compostagem quanto WTE trazem mais benefícios do que custos. Mas compostagem é mais eficiente.

Bovea (2010)	Reciclagem; compostagem; biodigestão; aterro; aterro com recuperação de energia.	Resíduos urbanos	Life cycle analysis (LCA)	Castellon de Plam, Espanha. 59% de orgânicos.	Cenários que combinam Biodigestão com Aterros com recuperação de energia obtiveram os melhores desempenhos.
Montagnan a et al. (2014)	Aterro com recuperação de energia; WTE.	Resíduos urbanos	Life cycle analysis (LCA) + análise de custos	Belo Horizonte, Brasil. 52% de resíduos alimentares.	WTE é ambientalmente superior, mais eficiente para a recuperação de energia e causa menos impactos. No entanto, não é viável financeiramente.

Fonte: Elaboração própria

As tecnologias abordadas nesses estudos incluem os aterros sanitários (com e sem recuperação de energia), incineradores *waste-to-energy*, tratamento mecânico biológico, biodigestão anaeróbica e compostagem (centralizada e doméstica). É importante ressaltar que os aterros sanitários, incineradores e o tratamento mecânico biológico não requerem separação na fonte, e são adequados aos sistemas convencionais de coleta. Por outro lado, as tecnologias de biodigestão anaeróbica e compostagem, seja centralizada ou doméstica, são adequadas para tratamento dos resíduos separados na fonte e requerem um sistema de coleta e separação diferenciado. Ainda assim, por mais aprimorado que seja, um sistema de coleta com separação na fonte há sempre uma fração de rejeitos, que consiste no resíduo misturado ou que não pode ser recuperado. No Brasil, por exemplo, o IPEA (2012a) considera pelo menos 16% dos resíduos gerados correspondam a rejeitos, o que torna necessária a utilização de tecnologias como os aterros sanitários, incineradores e/ou instalações de tratamento mecânico biológico.

7.1.1. Resíduos orgânicos segregados na fonte

A separação na fonte dos resíduos orgânicos e seu posterior tratamento com o uso de tecnologias de compostagem e biodigestão anaeróbica é, de maneira geral, a saída mais indicada para a recuperação do valor desses resíduos com baixo impacto ambiental (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013b; FRIENDS OF EARTH, 2007; ZERO WASTE EUROPE, 2016).

No entanto, vale ressaltar que há algumas dificuldades para implementar esta solução. Se os resíduos forem tratados em usinas de compostagem de larga escala ou em estações de biodigestão anaeróbica, o custo da coleta dos mesmos pode tornar a solução inviável economicamente. O estudo de Lundie e Peters (2005), por exemplo, apontou um baixo desempenho ambiental para a compostagem na cidade de Sidney. Este resultado se deve às atividades de coleta que têm alto impacto ambiental, decorrente da alta frequência de viagens necessárias para a coleta dos resíduos alimentares e também da baixa massa de resíduos de poda e de jardins coletada (aproximadamente 70% a menos por viagem) quando comparada com os resíduos da coleta convencional (LUNDIE; PETERS, 2005).

Outro fator que contribui negativamente para o balanço ambiental decorrente das operações de compostagem é a necessidade do uso de

sacolas específicas. O estudo de Blengini (2008) comparou a alternativa de compostagem com a alternativa do aterro sanitário no cenário do distrito de Asti, Itália, e concluiu que as sacolas extras necessárias para as atividades de compostagem naquele distrito contribuíram para um desempenho negativo, mais ainda que o do transporte, chegando a representar 55% da quantidade de energia necessária em todo o processo, visto que alguns sistemas utilizam uma diversidade maior e também uma maior quantidade de sacolas. Para minimizar esse problema, o autor indica o uso de sacolas de bio-plástico ou reutilizadas (BLENGINI, 2008). Apesar do baixo desempenho associado ao uso das sacolas em seu estudo, as emissões causadas pelas operações de compostagem foram responsáveis por apenas 14% das emissões geradas pelos aterros sanitários, embora o sistema como um todo utilize 20% mais energia do que o aterro sanitário (BLENGINI, 2008) e seja a opção que demanda mais energia em suas atividades segundo o estudo de (LUNDIE; PETERS, 2005). As principais contribuições ambientais relacionadas à compostagem são relativas a substituição de fertilizantes sintéticos (ANDERSEN et al., 2012; BLENGINI, 2008), que chegaram a 92,6% de suas contribuições ambientais totais da compostagem no estudo de Blengini (2008). Outra contribuição importante causada pela compostagem destacada no estudo de Blengini (2008) é o fato do composto sequestrar carbono depois de aplicado nos solos, o que contribuiu para diminuir os efeitos do aquecimento global.

De maneira geral, a coleta é a atividade que mais compromete a compostagem em termos de desempenho ambiental. Dados do estudo de Marchettini, Ridolfi e Rustici (2007) indicam que 32% de toda a energia utilizada com as atividades de compostagem é relativa ao transporte. Por isso, Finnveden, Johansson e Lind (2005) destacam que a compostagem se torna uma alternativa interessante quando as distâncias percorridas para transportar os resíduos até as instalações de tratamento são menores, tornando os sistemas descentralizados preferíveis (FINNVEDEN; JOHANSSON; LIND, 2005; INACIO; MILLER, 2009; PLATT; GOLDSTEIN, 2014). Como os impactos negativos relativos às atividades de compostagem estão mais relacionados ao transporte e ao possível uso de sacolas específicas para facilitar as atividades logísticas, os modelos descentralizados de compostagem doméstica e comunitária parecem mais indicados, pois dispensam essas atividades e trazem benefícios. As compostagem doméstica, por exemplo, emite quantidade similar de gases causadores do efeito estufa quando comparada com a compostagem centralizada (ANDERSEN et al., 2012), o que faz com que seja o sistema que traz maiores benefícios ambientais quando

operado aerobicamente (LUNDIE; PETERS, 2005). Ou seja, embora tenha potencial de trazer mais benefícios ambientais, devido ao fato de dispensar o uso de sacolas e atividades de transporte dos resíduos, a compostagem doméstica exige certa atenção quanto a sua operação para garantir que o sistema opere aerobicamente, o que demanda um treinamento dos usuários para que a operação das composteiras seja realizada de maneira adequada. Além disso, para Platt e Goldstein (2014), alguns benefícios da compostagem local ainda incluem: a geração de empregos locais, pelo menos duas vezes mais do que a incineração e quatro vezes mais do que os aterros sanitários; aumento de espaços verdes na comunidade; menores custos de transporte, com redução do tráfego; e a transferência de conhecimentos entre os que trabalham nos centros de compostagem e a comunidade, com a possibilidade da disseminação desta tecnologia.

Uma boa opção para o tratamento dos resíduos orgânicos urbanos em larga escala, de acordo com o estudo de Bovea et al. (2010) para a cidade de Castellon de Plam na Espanha, pode ser a combinação da biodigestão anaeróbica com aterro com recuperação de energia, o qual pode ser preferível ao cenário compostagem-aterro. O estudo de Finnveden, Johansson e Lind (2005) também aponta que, no caso dos resíduos alimentares, a biodigestão anaeróbica parece ser preferível à compostagem, sendo mais eficiente em termos de conservação de energia e emissões de gases causadoras do efeito estufa – as emissões de metano da biodigestão anaeróbica são cerca de 5 vezes menores que da compostagem (IPCC, 2006b). A principal desvantagem dessa tecnologia, segundo Polprasert (2007), é que o processo não permite inativar todas as bactérias patogênicas, vírus, protozoários e helmintos, o que afeta a qualidade do fertilizante obtido no final do processo. O fertilizante obtido no processo de compostagem, por outro lado, normalmente atinge melhores resultados nesse quesito (POLPRASERT, 2007).

Para se tirar proveito tanto das vantagens oferecidas pela compostagem, composto de qualidade e rico em nutrientes, quanto da biodigestão anaeróbica, como a energia gerada, muitas instalações na Europa e Estados Unidos vem adotando métodos híbridos (ANDERSEN et al., 2012). Na maior parte dessas instalações os resíduos orgânicos passam primeiro pelo processo de biodigestão anaeróbica, para aproveitar o potencial energético dos resíduos, e posteriormente são encaminhados para a compostagem em sistemas abertos (*open windrows*) para produzir um composto rico em nutrientes que pode ser aplicado nos solos (ANDERSEN et al., 2012). No entanto, a quantidade

de composto produzida é menor nesse processo quando comparada com sistemas que realizam apenas compostagem, além de sua qualidade ser um pouco mais baixa, devido à parte da matéria orgânica já ter sido removida no processo de digestão anaeróbica (ANDERSEN et al., 2012).

A escolha da tecnologia a adotar para tratamento dos resíduos depende do contexto e do capital disponível. Por exemplo, se a energia for um fator crítico na região, a biodigestão anaeróbica pode ser uma solução adequada, embora necessite de um investimento inicial mais alto. A compostagem, por outro lado, pode ser implementada em etapas, com uso de instalações descentralizadas, com expansão da capacidade de processamento dos resíduos à medida que a população se engaja no processo. Além disso, regiões agrícolas podem tirar proveito do composto produzido.

7.1.2. Resíduos orgânicos coletados sem separação na fonte (*mixed waste*)

Mesmo que um município adote políticas que estimulem a compostagem descentralizada e a coleta com separação na fonte para os orgânicos, no caso de compostagem centralizada ou biodigestão anaeróbica, as tecnologias de tratamento dos rejeitos, ou dos resíduos coletados pela coleta convencional, continuam sendo necessárias. O percentual de resíduos enviados para tratamento com este tipo de tecnologia depende do percentual de recicláveis (incluindo orgânicos) desviados da coleta convencional, de forma que em cidades que não adotem nenhum tipo de coleta seletiva esse percentual pode chegar próximo a 100% dos resíduos. As principais tecnologias para o tratamento dos rejeitos são os aterros sanitários, incineradores *waste-to-energy* (WTE) e as estações de tratamento mecânico biológico (TMB).

O estudo de Morris et al. ([s.d.]) tratou das principais tecnologias para lidar com rejeitos (ou resíduos coletados de maneira não seletiva): aterro com recuperação de energia, *waste-to-energy* e tratamento mecânico biológico. Segundo os autores, todas as opções analisadas resultaram no aumento da poluição em pelo menos uma das categorias consideradas, de impacto ambiental e saúde pública. Isso reforça que a disposição de resíduos não é benéfica e as estratégias de redução, reuso e coleta seletiva para recicláveis e compostáveis é sempre o melhor caminho.

Tanto os cenários com combustão do gás metano dos aterros

quanto uso de WTE apresentaram resultados com maiores impactos à saúde humana que os cenários que usavam TMB-Aterros. Embora o aterro com recuperação de energia e o WTE gerem energia e diminuam a necessidade de se utilizar combustíveis fósseis, estas alternativas são responsáveis pelo aumento da poluição e emissão de gases causadores do efeito estufa (MORRIS et al., [s.d.]).

Outros benefícios trazidos pela preferencia do sistema TMB-Aterro são mais difíceis de serem quantificados. Por exemplo, as instalações TMB são mais flexíveis podendo ter uma capacidade de processamento mais adequada à demanda (FRIENDS OF THE EARTH, 2008; MORRIS et al., [s.d.]). Ou seja, à medida que a comunidade eleva o volume de recicláveis e orgânicos separados na fonte, com a ampliação de um sistema de coleta seletiva, por exemplo, a unidade de tratamento biológico do TMB pode processar orgânicos separados na fonte (FRIENDS OF THE EARTH, 2008; MORRIS et al., [s.d.]). Diferentemente, no sistema WTE-Aterro, o projeto é desenvolvido para um horizonte de 20 a 30 anos. Assim as instalações WTE tem capacidade de processar elevados volumes de resíduos e os contratos são do tipo *put-or-pay*, o que dificulta mudanças ou adaptações no curto ou médio prazo (MORRIS et al., [s.d.]), desmotivando ações voltadas à expansão de práticas de separação de resíduos na fonte, ou mesmo a redução da geração de rejeitos.

O estudo de Cherubini, Bargigli e Ulgiati (2009), que analisa as soluções adotadas para os rejeitos da cidade de Roma, Itália, também indicam o TMB (com biodigestão anaeróbica) como a melhor opção, seguida do WTE e, por último, dos aterros sanitários. Os aterros sanitários foram avaliados pelos autores como o método menos adequado para disposição final de materiais. Mesmo quando utilizados para gerar eletricidade por meio da queima do gás metano capturado, esta alternativa emite entre oito e dez vezes mais gases causadores do efeito estufa do que a média das demais alternativas utilizadas para geração de energia no Reino Unido, e quatro vezes mais gases do que o carvão ou o petróleo, quando utilizados para a produção de energia (JESWANI; AZAPAGIC, 2016). No entanto, quanto maiores os rendimentos da captura do biogás para geração de eletricidade, menores são os impactos ambientais associados aos aterros sanitários (CHERUBINI; BARGIGLI; ULGIATI, 2009; HONG; LI; ZHAOJIE, 2010; JESWANI; AZAPAGIC, 2016). Vale destacar que o aproveitamento do biogás a partir de aterros existentes não é tarefa trivial e, em grande parte dos casos, não se consegue capturar mais do que 50% do biogás (EPE, 2008), o que pode interferir na viabilidade

econômica do projeto. O estudo de Montagnana et al. (2014) para o cenário brasileiro com dados da cidade de Belo Horizonte mostrou que a recuperação do biogás dos aterros sanitários era viável economicamente para cidades de 500.000 a 1.000.000 de habitantes, mas inviável para cidades de 100.000 habitantes. Na época deste estudo, os aterros localizados nas cidades de São Paulo, Belo Horizonte, Salvador e Uberlândia produziam cerca de 69MW de eletricidade.

O WTE mostrou-se como alternativa adequada, com resultados positivos, em alguns estudos. Jeswani e Azapagic (2016) destacam que a energia gerada pelos incineradores *waste-to-energy* gera menos impactos que a energia produzida nos aterros por meio do gás metano, segundo 10 das 11 categorias de indicadores usadas no seu estudo, com exceção da categoria de toxicidade humana (*human toxicity*). Além disso, incineradores com recuperação de energia e calor tiveram um desempenho ainda melhor, apesar da necessidade de infraestrutura de aquecimento urbano para transferir calor, o que não é comum no Reino Unido (JESWANI; AZAPAGIC, 2016).

A vantagem do WTE quando comparada aos aterros sanitários está estritamente ligada a sua maior eficiência em termos de geração de energia, como destacado nos estudos de (ASSAMOI; LAWRYSHYN, 2012; JESWANI; AZAPAGIC, 2016). A eficiência do WTE na produção de energia contribui para reduzir as emissões que causam o aquecimento global, pois substituem os combustíveis fósseis usados para a produção de energia (FINNVEDEN; JOHANSSON; LIND, 2005). Segundo Assamoi e Lawryshyn (2012), as termoelétricas (a carvão e gás natural) utilizadas para completar a matriz energética canadense emitem quantidades significativas de poluentes. Para Jeswani e Azapagic (2016), a eletricidade proveniente da incineração possui impactos significativamente menores do que a eletricidade produzida a partir de carvão e petróleo. Por outro lado, como destacam estes mesmos autores, estes impactos são maiores do que o impacto da eletricidade produzida a partir da queima do gás natural, e da média de impactos da matriz energética do Reino Unido, que tira 79,5% da sua eletricidade do carvão, gás natural e da energia nuclear e utiliza o gás natural para 82% de suas necessidades de aquecimento. Os impactos relativos ao aquecimento global das usinas de WTE para a geração de eletricidade são entre 21-29% menores do que o do carvão e petróleo mas 46% maiores do que do gás natural. Isso quer dizer que, se a eletricidade produzida pelo WTE for utilizada no lugar da eletricidade produzida pelo carvão ou petróleo, os impactos do mix energético do Reino Unido seriam reduzidos. Mas, se essa eletricidade substituir a eletricidade

gerada pelo gás natural, embora alguns impactos sejam diminuídos, outros, como o aquecimento global, serão maiores (JESWANI; AZAPAGIC, 2016).

Os estudos conduzidos na China por Hong, Li e Zhaojie (2010) mostram que a WTE é uma boa escolha para o tratamento dos resíduos urbanos devido, principalmente, aos benefícios obtidos com a redução das emissões de gases do efeito estufa e da necessidade do uso de energias não-renováveis. Vale destacar que, em 2010, o carvão representava 70% da matriz energética chinesa (STATISTA, [s.d.]), o que favorece a alternativa de produção de energia por meio dos resíduos.

O mix que compõe a matriz energética da região é importante para a definição da viabilidade da instalação de usinas WTE. Embora muitos países, altamente dependentes da queima de combustíveis fósseis como o petróleo e o carvão, obtenham benefícios ambientais ao aumentar a participação do WTE em sua matriz energética, Andersen et al. (2012) destacam que estes benefícios tendem a ser reduzidos na medida em que as matrizes energéticas, de maneira geral, vêm ficando cada vez menos dependentes de combustíveis fósseis.

No Brasil, por exemplo, os benefícios da instalação de usinas WTE podem ser maiores em algumas regiões do que em outras. Alguns dados apresentados pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2008) sugerem que as emissões de CO₂eq/MWh da matriz energética da região Sudeste/Centro-Oeste é de 67,8 kg, enquanto, na região Sul, esse valor chega a 173,7 kg CO₂eq/MWh, devido à presença de termelétricas a carvão.

O estudo de Montagnana et al. (2014), realizado com dados de Belo Horizonte, comparou uma instalação WTE com um aterro com recuperação de energia, considerando aspectos econômicos e ambientais, e obteve resultado similar ao do estudo de Assamoi e Lawryshyn (2012) para a cidade de Toronto: o WTE é preferível do ponto de vista ambiental embora não seja economicamente viável.

O custo estimado para a construção de uma instalação WTE no Brasil, com capacidade de 650 toneladas diárias, foi estimado em \$ 117.373.000 (MONTAGNANA et al., 2014). O custo médio estimado por tonelada de resíduo tratado chegou a \$80,00 por tonelada, enquanto a tarifa média paga pelos brasileiros é de \$22,5 por tonelada. Em um cenário para cidades de 1.000.000 de habitantes, a viabilidade do WTE está condicionada ao aumento dessa tarifa para \$71,90, ou seja, mais de 3 vezes superior ao valor cobrado no sistema atual (MONTAGNANA et al., 2014). Além do custo de implantação de uma instalação de WTE e da possibilidade de reduzir emissões, quando esta alternativa substitui os

aterros, a composição dos resíduos também deve ser considerada ao se avaliar a possibilidade de escolha entre a solução WTE e os aterros com geração de energia. Se, no decorrer do tempo, a parcela de resíduos orgânicos presente nos resíduos destinados a estas instalações for reduzida, a composição gravimétrica dos resíduos tende a favorecer o uso do WTE, pois estes resíduos tendem a ter um maior poder calorífico. Ao contrário, se a parcela de resíduos recicláveis secos for diminuindo ao longo do tempo, a possibilidade de aumento da geração de gás metano (por tonelada aterrada) favorecerá a produção de energia a partir da queima do biogás nos aterros sanitários. No estudo de Assamoi e Lawryshyn (2012), baseado no cenário da cidade de Toronto, identificou-se que as iniciativas de reciclagem mais efetivas na cidade são aquelas que promovem o desvio de resíduos orgânicos, o que contribui para diminuir a geração de metano nos aterros e aumentar o poder calorífico dos rejeitos. Isso contribuiu para que os resultados obtidos com o uso do WTE fosse melhor ambientalmente (devido a redução da geração de gases do efeito estufa e da redução das emissões das plantas de geração de energia). No entanto, apesar do modelo de incinerador analisado ter sido projetado para minimizar o investimento, a adoção desse modelo de tratamento de resíduos se mostrou muito mais cara (ASSAMOI; LAWRYSHYN, 2012).

7.1.3. As alternativas de tratamento de resíduos orgânicos e os benefícios energéticos

A Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2008) realizou um estudo quanto ao potencial de geração de energia dos resíduos urbanos da cidade de Campo Grande. A cidade possuía 725.000 habitantes, gerando em torno de 170.000 toneladas por ano na época do estudo. Os dados da composição gravimétrica dos resíduos da cidade indicam que 57% dos resíduos urbanos são orgânicos. Os potenciais de produção de energia elétrica calculados para a cidade foram de 139,9 KW/ton para a biodigestão anaeróbica, 64,9KW/ton para o aterro com recuperação de energia e 546,2KW/ton para o incinerador.

Apesar da possibilidade da incineração gerar a maior quantidade de energia elétrica, estes benefícios energéticos representam, ao mesmo tempo, uma redução dos benefícios energéticos associados à reciclagem, que evita o consumo de energia elétrica para a produção de materiais virgens. O plástico e o papel, materiais que proporcionam os maiores benefícios energéticos na reciclagem, são os materiais com maior poder

calorífico dentre os presentes nos resíduos sólidos urbanos de Campo Grande (EPE, 2008). A separação de materiais para reciclagem pode inviabilizar tanto a incineração quanto a produção de gás no aterro sanitário, visto que o papel tem uma elevada contribuição nessa produção. A produção de gases nos biodigestores, por sua vez, não é afetada pela separação prévia dos elementos recicláveis secos, inclusive do papel, o que permite que esta alternativa apresente bons resultados quando utilizada em conjunto com a reciclagem (EPE, 2008).

Embora a compostagem seja a única alternativa que não gera energia, o composto produzido nesse processo pode trazer economias decorrentes da substituição dos fertilizantes sintéticos, o que torna seu balanço energético total igual ou superior ao de outras tecnologias como o WTE. A abordagem de Marchettini, Ridolfi e Rustici (2007) para comparar as tecnologias WTE (incluindo aproveitamento de calor), compostagem e aterro sanitário (com recuperação de energia) se baseou apenas na quantidade de recursos utilizados por cada tecnologia e na quantidade de recursos produzidos (ou evitados de se produzir). Foram utilizados dados de estações operantes na Itália. Nessa metodologia, todos os fluxos energéticos foram transformados em uma unidade em comum, a *solar emergy joules*. A metodologia chamada de *eMergy*, utiliza duas unidades principais: *eMergy investment*, o qual mede os recursos necessários para se tratar uma grama de resíduo, e o *eMergy saving*, que mede os recursos extraídos de uma grama de resíduo. Esses dois indicadores permitem calcular outros dois indicadores: *EYR* (*Environment Yield Ratio*) = $eMergy\ savings / eMergy\ investment$ e o *Net eMergy* = $eMergy\ savings - eMergy\ investment$. Ou seja, se o *Net eMergy* for positivo e o *EYR* for maior que 1, isso significa que tratamento dos resíduos está trazendo um ganho ambiental, se o *Net eMergy* for negativo e o *EYR* menor que 1, significa um custo. Vale destacar que essa metodologia permite apenas avaliar os ganhos ou custos ambientais de um ponto de vista de consumo de recursos, não levando em conta variáveis como a poluição causada.

Os resultados indicam que os aterros sanitários possuem um *EYR* de 0,19 e um *Net eMergy* negativo, o que quer dizer que usa mais recursos do que recupera, não sendo indicado para a gestão de resíduos. A compostagem foi o sistema mais eficiente na recuperação de recursos com um *EYR* de 3,93 e a incineração o segundo com 3,20. Isso quer dizer que ambos recuperam entre três e quatro vezes mais recursos do que gastam, sendo indicados para a gestão de resíduos. Um dado interessante é que 32% dos recursos utilizados na compostagem são relativos às atividades de coleta, o que torna esse processo mais

importante do que nas outras alternativas (MARCHETTINI; RIDOLFI; RUSTICI, 2007).

Os dados do estudo de Marchettini, Ridolfi e Rustici (2007) confirmam a hipótese de que o melhor tratamento possível para os resíduos orgânicos urbanos é a compostagem descentralizada, seja comunitária ou doméstica. A compostagem é mais eficiente em termos de recuperação de recursos do que o WTE mesmo quando recursos para o transporte são utilizados, como no caso tratado no estudo de Marchettini, Ridolfi e Rustici (2007), que representaram 32% do total. Esses dados permitem aferir que, em um cenário onde a compostagem é realizada de maneira descentralizada, sem a necessidade do transporte de resíduos, os benefícios poderiam chegar a ser até 47% maiores em termos de conservação de recursos. O Quadro 7 traz um resumo das vantagens e desvantagens decorrentes da adoção de cada tecnologia.

Quadro 7 - Prós e contras das principais tecnologias para a gestão de resíduos orgânicos

Tecnologia	Principais impactos associados	Principais impactos evitados	Produto gerado	Investimento necessário
Biodigestão anaeróbica	Possibilidade de contaminação do fertilizante produzido; necessidade de coleta seletiva	Emissão de gás metano nos aterros; queima de combustíveis fósseis para a produção de energia	Energia (entre 120 e 290 KWh por tonelada); composto orgânico	Médio
Compostagem	Necessidade de coleta seletiva	Emissão de gás metano nos aterros; uso de energia para a produção de fertilizantes sintéticos	Composto orgânico	Baixo
Compostagem descentralizada (doméstica ou comunitária)	Se a composteira não for manejada de maneira correta, as emissões podem ser um problema	Emissão de gás metano nos aterros; uso de energia para a produção de fertilizantes sintéticos	Composto orgânico	Baixo
Tratamento Mecânico Biológico	Depende da configuração	Depende da configuração	Depende da configuração	Médio
Incineração para a produção de energia (Waste-to-Energy)	Emissão de toxinas; necessidade de alto volume de resíduos para se manter viável, competindo com a reciclagem	Emissão de gás metano nos aterros; queima de combustíveis fósseis para a produção de energia	Energia (entre 450 e 700 KWh por tonelada)	Alto

Fonte: (EPE, 2008; KREW, 2010)

7.2. SISTEMAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS – DIFUSÃO DAS TECNOLOGIAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS NO MUNDO

Os aterros e as usinas de WTE são as tecnologias de tratamento de resíduos urbanos mais usadas no mundo. O WTE vem sendo utilizado no Japão e em vários países da Europa há muitos anos, principalmente por falta de espaço para a construção de aterros (IPCC, 2011) e, mais recentemente, vem também sendo adotada por outros países, como China e países da Ásia. Embora seu custo de implantação seja alto, incentivos fiscais, subsídios e receitas, com a venda de energia elétrica gerada, contribuem para tornar essa alternativa financeiramente viável nesses países. Segundo Zhao et al. (2016), o WTE é viável financeiramente em países como a Tailândia, Malásia e China. Na China, além da eletricidade vendida (entre 70-85% da receita), as fontes de receita vêm das taxas de descarte dos resíduos, dos incentivos fiscais, da venda do calor gerado e das cinzas de fundo. No Reino Unido, por outro lado, a maior parte das receitas vêm das taxas de descarte de resíduos (ZHAO et al., 2016).

Países como Suécia, Dinamarca, Alemanha e Holanda enviam pequenos volumes de resíduos aos aterros sanitários, e utilizam em larga escala o WTE. Suécia, Holanda e Dinamarca, que se destacam pelas altas taxas de reciclagem de resíduos, incineram em torno de metade de seus resíduos urbanos para a produção de energia. A alta difusão dessa alternativa tecnológica no norte da Europa pode estar relacionado ao clima, tendo em vista que historicamente esses incineradores fornecem aquecimento para as residências e para prédios comerciais (IPCC, 2011).

Dentre os países pesquisados, a Dinamarca é o que envia maior parcela de resíduos para o WTE, 52,5%. Segundo a Zero Waste Europe (2017a), seu sistema não incentiva o cidadão a reduzir a geração de resíduos. Isso acontece pois a maior parte das cidades dinamarquesas possuem seu próprio incinerador, que constituem patrimônio público. Consequentemente, se menores volumes de resíduos forem enviados aos incineradores, sua eficiência para gerar calor e eletricidade será reduzida, prejudicando as receitas destas instalações e aumentando a taxa de resíduos paga pelos residentes (ZERO WASTE EUROPE, 2017a). De acordo com Andersen et al. (2012), a separação dos resíduos orgânicos só é realidade em algumas cidades dinamarquesas, onde esses resíduos são enviados para instalações de compostagem ou biodigestão

anaeróbica, sendo, nos demais casos, incinerados juntamente com os outros resíduos residenciais.

Quanto às instalações TMB, embora sejam amplamente difundidas na Europa, estas nem sempre são capazes de produzir um composto de qualidade. Em Barcelona, Espanha, as estações de TMB foram efetivas em reduzir a quantidade de resíduos enviada aos aterros, no entanto, não conseguiram bons resultados quanto à obtenção do composto, o que fez aumentar a produção de RDF (ZERO WASTE EUROPE, 2017b). Em 2010, Barcelona implementou a coleta seletiva de orgânicos (resíduos alimentares em conjunto com resíduos de jardins), pois percebeu que essa era a única maneira de se obter bom composto (ZERO WASTE EUROPE, 2017b).

Embora ainda enviem cerca de metade de seus resíduos para aterros sanitários, os Estados Unidos e a Austrália possuem taxas de reciclagem satisfatórias quando comparados com outros países. Quanto aos resíduos orgânicos, nota-se que as estratégias adotadas nesses países são mais efetivas em desviar os resíduos de jardins.

Os dados relativos ao desempenho dos principais países estudados nesse trabalho são descritos no Quadro 8:

Quadro 8 - Geração per capita e taxas de reaproveitamento dos resíduos por país

País	Geração per capita (kg/ano)^a	% reciclado	% reciclado por meio de compostagem ou biodigestão	% descartado em aterros sanitários	% descartado e lixo	% de orgânicos na composição^a	% recuperado para a produção de energia
Alemanha	617	66,5 ^k	18,5 ^k	0 ^k	0	n/a	31,5 ^k
Austrália	646	52 ^{b_h}	n/a	48 ^h	0	47	n/a
Brasil*	388	2,4 ^g	0,8 ^d	58,5 ^c	39,1 ^c	51,4	n/a
China	229,4	n/a	1.26 ⁱ	67 ⁱ	n/a	59	16.2 ⁱ
Dinamarca	747	46,5 ^k	19,5 ^k	1 ^k	0	29	52,5 ^k
Espanha	449	42 ^k	16 ^k	55 ^k	0	49	12 ^k
Estados Unidos	734	34.5 ^e	8,5 ^e	53.8 ^e	0	27	11.7 ^e
Holanda	526	52 ^k	27 ^k	1 ^k	0	n/a	47 ^k
India	182,5	n/a	9 ^k	n/a	90 ^j	48	n/a
Inglaterra	482	44 ^k	16 ^k	22,5 ^k	0	37	31 ^k
Itália	491	43 ^k	18 ^k	30 ^k	0	39.5	21 ^k
Portugal	440	30 ^f	14 ^f	49 ^f	0	34	21 ^f
Slovenia	414	54 ^k	8 ^k	23 ^k	0	n/a	17 ^k
Suécia	462	48 ^k	15,5 ^k	1 ^k	0	n/a	51 ^k

Fonte: (ABRELPE, 2016; AUSTRALIAN GOVERNMENT, 2013b; EUROSTAT, 2015; IPEA, 2012a; ISWA, 2017; MINISTERIO DAS CIDADES, 2016; SHARHOLY et al., 2008; XU, 2012)

a Dados da ISWA (2017)

b Inclui recuperação de energia (WTE), embora seja um baixo percentual.

c Estimado a partir de dados de 2015 do relatório ABRELPE (2016).

d Estimado a partir de dados do relatório IPEA (2012a).

e Dados de 2012 do relatório da USEPA (2014).

f Dados de 2014 da Eurostat.

g Dados de 2014 do relatório do Ministerio das Cidades (2016).

h Dados de 2012 de Australian Government (2013b).

i Dados de Xu (2012).

j Dados de Sharholly (2008).

k Dados de 2015 da Eurostat.

l Dado calculado em função do total de resíduos urbanos gerados.

Os dados do Quadro 8 permitem observar que o Brasil é um dos países com o pior desempenho na gestão de seus resíduos orgânicos urbanos. Mesmo a Índia, que envia cerca de 90% de seus resíduos urbanos para lixões, alcança taxas de compostagem mais altas que o Brasil. Isso pode ser explicado pelo fato de quase 90% dos resíduos urbanos gerados na Índia serem compostos de cinzas e resíduos orgânicos, o que pode facilitar a adoção de sistemas de compostagem.

7.3. SISTEMAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS – POLÍTICAS ADOTADAS E DIVISÃO DE CUSTOS DO SISTEMA

Além da escolha da tecnologia mais apropriada para cada contexto, é importante considerar a influência das políticas de gestão de resíduos e as práticas adotadas visando promover a valorização dos resíduos orgânicos em algumas cidades e países. Dentre as principais se destacam: incentivos à compostagem doméstica, serviços de coleta seletiva para resíduos de jardins, oferta de coletas mais frequentes para orgânicos segregados na fonte e menos regulares para rejeitos, além do uso de sistemas PAYT, que normalmente cobram valores maiores para os rejeitos.

Além de ser o método mais adequado ambientalmente para se tratar os resíduos, a compostagem doméstica também traz economias aos municípios, dado que contribui para reduzir a frequência de coletas e a quantidade de resíduos que necessitam ser encaminhados ao tratamento. A cidade de Vrhnika, na Eslovênia, deixa seus residentes escolherem entre a coleta de seus resíduos orgânicos ou recebimento de composteiras domésticas. A cidade de Capannori e a província de Treviso, ambas na Itália, oferecem descontos na tarifa de resíduos para as os residentes que realizam compostagem doméstica enquanto a cidade de Argentona, localizada na Espanha, incentiva seus residentes por meio do fornecimento de composteiras e de treinamentos. Prática similar é adotada em alguns conselhos locais na Austrália, em que os residentes são incentivados a adquirir composteiras domésticas por meio de doações e descontos.

A coleta seletiva para resíduos de jardins é bastante difundida nos EUA, e isso reflete no seu alto percentual de compostagem desse tipo de material. Políticas similares são adotadas em algumas cidades da Austrália, como Sidney, e em alguns países europeus.

A coleta menos frequente para a parcela dos rejeitos também foi observada em algumas cidades. Em alguns casos, como nas cidades de

Portland, Toronto e em algumas cidades da Europa, essa coleta é realizada apenas em semanas alternadas (PLATT; GOLDSTEIN, 2014).

O uso de sistemas do tipo PAYT foi a prática mais observada e adotada por todas as cidades estudadas que possuem altos índices de reaproveitamento de resíduos: Vrhnika, Capannori, cidades da província de Treviso, Argenton e São Francisco. Além de ser uma maneira mais justa de ratear os custos dos sistemas de coleta e gestão de resíduos, parecem ser efetivos para reduzir a geração de resíduos, principalmente de rejeitos.

Diversas estratégias podem ser adotadas para a implantação de sistemas em que os residentes e outros setores paguem de acordo com sua geração. Em Vrhnika, residentes que levam seus recicláveis até os PEV's da cidade recebem um desconto em sua tarifa mensal de acordo com a quantidade levada ao centro. Em São Francisco, residentes que diminuem o tamanho de suas lixeiras de rejeitos podem receber até 27,6% de desconto em sua tarifa e os estabelecimentos comerciais até 75% (RECOLOGY, 2017). Na Província de Treviso, por exemplo, os descontos na tarifa estão associados à quantidade de coletas das lixeiras de rejeitos.

Embora exista uma diversidade de métodos disponíveis para dividir os custos do sistema de gestão de resíduos, sua escolha pode variar dependendo das características geográficas, econômicas e culturais de cada região. Dessa forma, não se pode afirmar que sistemas que possuem bons resultados e boa aceitação nos países desenvolvidos terão o mesmos desempenhos em países em desenvolvimento.

Welivita, Wattage e Gunawardena (2015) realizaram um estudo com o objetivo de identificar qual o sistema mais adequado para realizar a cobrança da taxa de resíduos dos residentes em países em desenvolvimento. Três principais sistemas são estudados: *volume-based*, em que a taxa é cobrada baseada no volume gerado, *weight-based*, em que a taxa é cobrada de acordo com o peso gerado, e *flat rate*, em que o mesmo valor é cobrado independente da quantidade gerada.

O método *flat rate*, adotado no Brasil e em grande parte dos países em desenvolvimento, como na China e na Índia, se baseia na cobrança de uma quantia fixa de dinheiro paga diretamente ou em conjunto com algumas contas, como energia elétrica e impostos sobre propriedade (IPTU) (WELIVITA; WATTAGE; GUNAWARDENA, 2015). Os outros dois métodos são tipos de sistemas PAYT (*Pay as you throw*), como os adotados nas cidades de Capannori, São Francisco, Vrhnika, Província de Treviso e Argenton. Quando comparados com o método *flat rate*, os sistemas *volume-based* e *weight-based* fornecem

incentivos suficientes para a redução na geração de resíduos, embora seu sucesso esteja atrelado a existência de serviços de coleta de recicláveis (WELIVITA; WATTAGE; GUNAWARDENA, 2015).

Os sistemas de cobrança baseados no peso são populares em alguns países do norte da Europa, como Dinamarca, Finlândia, Suécia, Holanda, Bélgica (WELIVITA; WATTAGE; GUNAWARDENA, 2015). Os métodos baseados na cobrança por volume gerado se baseiam na venda de lixeiras ou sacolas plásticas com volumes pré-definidos. O sistema baseado em lixeiras é utilizado em algumas cidades dos EUA, como São Francisco, Austrália, Nova Zelandia, Alemanha, Canadá, Suécia e França (WELIVITA; WATTAGE; GUNAWARDENA, 2015). O sistema baseado na venda de sacolas plásticas é adotado em países como os EUA, Belgica, Suíça, Nova Zelandia, Canada, Holanda, Japao, Coreia do Sul e Taiwan (WELIVITA; WATTAGE; GUNAWARDENA, 2015). Existe ainda um modelo utilizado em alguns locais dos EUA, Canadá e Japão, o qual se baseia na compra de etiquetas que são anexadas nas lixeiras ou sacolas próprias (WELIVITA; WATTAGE; GUNAWARDENA, 2015)

Em seu estudo Welivita, Wattage e Gunawardena ((2015) identificaram que a melhor solução para países em desenvolvimento são os sistemas *volume-based* que utilizam sacolas pré-pagas, devido à menor necessidade de tecnologia e de investimentos quando comparado com o método *weight-based*.

Embora a introdução de sistemas PAYT constitua uma opção para países em desenvolvimento como o Brasil e possa ser efetiva para incentivar os residentes a diminuírem a geração de resíduos, alguns pontos devem ser levados em consideração antes da adoção desse tipo de política. Se as taxas cobradas forem muito altas, podem incentivar os residentes a despejar seus resíduos de maneira ilegal (WELIVITA; WATTAGE; GUNAWARDENA, 2015; WORLD BANK, 2005). Para minimizar esse problema, Welivita, Wattage e Gunawardena (2015) recomendam que os sistemas de coleta e as instalações de reciclagem sejam suficientes e ofereçam conveniência para os envolvidos, além da disseminação de programas de conscientização, do oferecimento de incentivos e da aplicação de multas para aqueles que não cumprirem a lei. Outra situação que deve ser enfrentada em países em desenvolvimento como o Brasil é o fato da arrecadação não ser suficiente para cobrir todos os custos de tratamento dos resíduos, o que pode trazer oposição popular quando o tema for o aumento da tarifa de resíduos (WELIVITA; WATTAGE; GUNAWARDENA, 2015). Para enfrentar esse problema, o World Bank (2005) destaca que taxas de

cobrança variáveis, em função da quantidade gerada, devem ser introduzidas primeiramente nos setores industrial, institucional e comercial, tanto por estes setores serem capazes de responder aos incentivos quanto pelos elevados volumes de resíduos que geram.

7.4. PANORAMA DE FLORIANÓPOLIS

O levantamento dos dados relativos às quantidades de resíduos gerados no município de Florianópolis permite constatar que mais de 90% dos resíduos orgânicos coletados pela Companhia de Melhoramentos da Capital (COMCAP) são encaminhados ao aterro localizado no município de Biguaçu. Este modelo de gestão de resíduos constitui o típico modelo linear, em que os resíduos gerados são descartados e encaminhados a aterros, gerando gás metano e chorume, mesmo por um longo período após o fechamento do aterro, cerca de 10 a 20 anos.

A presença de atores e conceitos inovadores, destacados por Ghisellini, Cialani e Ulgiati (2015) como necessários para a mudança para um sistema circular, pode ser notada em Florianópolis pelo crescimento do número de iniciativas da sociedade civil organizada ou do estabelecimento de empresas voltadas à prestação de serviços de tratamento de resíduos orgânicos. As iniciativas de gestão de resíduos orgânicos urbanos relatadas nesse trabalho, embora recentes, já são responsáveis pela compostagem de quase 6.000 toneladas de resíduos orgânicos (alimentares e de podas e jardins) anualmente, o que representa cerca de 6% do total de orgânicos gerados na cidade. Quando comparado com a média nacional, de 1,6%, esse valor parece alto, no entanto, países como os Estados Unidos, Espanha e Itália atingem índices de reaproveitamento entre 30 e 40%¹, e a Índia, 9%.

De maneira geral, a maior parte do composto produzido em Florianópolis – mais de 1.500 toneladas – é utilizado nos próprios locais e em hortas urbanas dentro da cidade, constituindo uma relação direta entre a compostagem e a agricultura urbana/orgânica. Essa contribuição pode ser mais claramente observada por meio das iniciativas comunitárias ou domiciliares de compostagem de resíduos orgânicos, as quais contribuem tanto para reduzir as emissões causadas pelo transporte dos resíduos e sua disposição em aterros sanitários, quanto para fomentar a agricultura urbana, pois a maior parte do adubo produzido é utilizado em hortas locais, formando pequenos sistemas circulares.

¹ Os valores da Espanha e Itália foram estimados com base nos dados de composição gravimétrica da ISWA (2017) e dados de tratamento de resíduos orgânicos e quantidade total gerada por país da Eurostat (2015). Os dados dos EUA podem ser estimados com os dados da USEPA (2014) apresentados neste trabalho.

Os estudos que trazem comparações entre tecnologias de tratamento de resíduos orgânicos, apresentados neste trabalho, permitem afirmar que a compostagem doméstica é a tecnologia mais indicada para a gestão destes resíduos. Quando adotada corretamente, esta tecnologia apresenta os mesmos benefícios que os processos de compostagem centralizada, e ainda dispensam o uso de sacolas plásticas e de energia, necessária às atividades de coleta. As alternativas de compostagem comunitária, de forma semelhante, não tem impacto relacionado a coleta de resíduos, pois o transporte dos resíduos é, em geral, realizado a pé ou são percorridas pequenas distâncias, o que limita as emissões do sistema. No que se refere ao uso do método UFSC, este constitui um método de baixo custo que dispensa fontes de energia externas.

As iniciativas de gestão de resíduos orgânicos identificadas neste estudo já foram classificadas em um estudo anterior (ZAMBON; LUNA, 2016), e podem ser divididas em três principais grupos: i) as iniciativas de compostagem comunitária, realizadas sem fins lucrativos, onde o adubo produzido é distribuído entre os participantes, como é o caso da Revolução dos Baldinhos, Camping Rio Vermelho, Horta Alecrim, Horta Pacuca e Projeto Família Casca; ii) as iniciativas voltadas a prestação de serviços a terceiros, onde empresas privadas, ou outras entidades, cobram pela coleta e/ou pelo tratamento dos resíduos orgânicos, sendo o adubo produzido comercializado, como é o caso da Procomposto, Projeto Olimpo, Brotei, Destino certo e Agroecológica; e iii) as iniciativas voltadas ao tratamento do próprio resíduo, casos em que estabelecimentos comerciais ou residenciais processam o próprio resíduo, como é o caso do Hotel SESC e de diversas residências, por meio do uso dos minhocários comercializados por empresas como a Brotei ou usando outras técnicas. O Quadro 9 apresenta um resumo das informações referentes as iniciativas de valorização dos resíduos orgânicos em Florianópolis.

Quadro 9 - Resumo das iniciativas estudadas

Iniciativa	Origem dos resíduos orgânicos	Quantidade compostada (toneladas/ano)*	Método Utilizado
COMCAP / Associação Orgânica	Restaurantes, Condomínios, outras empresas de coleta	1500	Leiras Estáticas com Aeração Passiva
Procomposto	Restaurantes, supermercados, condomínios e refeitórios de empresas	1000	Leiras Estáticas com Aeração Passiva
Brotei	Condomínios e escritórios	120	Vermicompostagem
Agroecológica	Condomínios, padarias, restaurantes	40	Leiras Estáticas com Aeração Passiva (realizada na COMCAP)
Destino Certo	Escolas, restaurantes, pousadas e lanchonetes	120	Leiras Estáticas com Aeração Passiva
Horta Pacuca	Comunidade	30	Leiras Estáticas com Aeração Passiva
Hotel SESC	Refeitórios Próprios	140	Leiras Estáticas com Aeração Passiva
Revolução dos Baldinhos	Comunidade	125	Leiras Estáticas com Aeração Passiva
Camping Rio Vermelho	Comunidade	40	Leiras Estáticas com Aeração Passiva
Horta Alecrim	Próprio e vizinhos	6	Leiras Estáticas com Aeração Passiva
Projeto Família Casca	Comunidade	90	Leiras Estáticas com Aeração Passiva e Vermicompostagem
Projeto Olimpo	Supermercados	2700	Leiras Estáticas com Aeração Passiva

Fonte: Elaboração Própria

*Os dados de quantidade compostada foram estimados de acordo com os dados passados pelos responsáveis de cada iniciativa. Os dados relativos à resíduos

alimentares foram multiplicados por um fator de 1.3 para englobar também o volume de materiais estruturantes compostados (palha, podas trituradas, cavado, etc).

A ausência de um sistema de coleta seletiva de resíduos orgânicos (tanto alimentares quanto podas) consiste em um dos principais obstáculos para o aumento da valorização de resíduos orgânicos urbanos em Florianópolis. Além disso, a forma como os custos do sistema são divididos onera o município e acomoda a população, inibindo uma mudança de cultura mais profunda da população em geral (ZAMBON; LUNA, 2016). Florianópolis, bem como a maior parte das cidades do Brasil (se não todas), adota um sistema *flat rate*, no qual a taxa de resíduos é fixa, ou seja, não varia de acordo com o volume de resíduos gerados. A cobrança dessa taxa depende do valor venal do imóvel, ou seja, das dimensões do terreno, da sua localização, da área construída e do tipo de acabamento (PREFEITURA DE FLORIANÓPOLIS, 2016) e cobre apenas 29,6% dos custos totais de coleta e limpeza da cidade (BAGNATI; GARCIA; SOUZA, 2015). Dessa forma, não há uma preocupação em reduzir os volumes de resíduos gerados visto que as taxas de coleta independem dos volumes gerados. Além disso, a COMCAP coleta os resíduos gerados por todos os estabelecimentos comerciais, independentemente dos volumes, visto que a legislação não define volumes que caracterizem grandes geradores. Leis municipais de São Paulo, Rio de Janeiro, Salvador e Brasília já tem disposições voltadas aos grandes geradores. E, em nível nacional, há um projeto de lei, nº 5739 de 2016, que propõe uma ementa a PNRS, determinando que estabelecimentos não-residenciais que geram mais de 60 quilos ou 120 litros diários devem ser integralmente responsáveis pelo tratamento próprio resíduo, bem como pela elaboração de planos de gestão e disposição final ambientalmente adequada destes resíduos (CAMARA DOS DEPUTADOS, 2016).

A inclusão de artigos na lei nº 12.305 (PNRS), caracterizando os grandes geradores, poderia ajudar a fomentar as atividades de compostagem e limitar o envio, por parte dos grandes geradores, de resíduos alimentares aos aterros sanitários. Os serviços de coleta e tratamento dos resíduos orgânicos oferecidos pelas empresas privadas poderiam atender esta demanda, e os grandes geradores remunerariam estes serviços ao invés de pagar a taxa de coleta de resíduos compulsória. Neste caso, os grandes geradores teriam a possibilidade de optar pela compostagem. Hoje não há qualquer incentivo econômico ou compensação financeira para aqueles que optam pela compostagem para

tratar seus resíduos – em outras palavras, pagam duas vezes pelo mesmo serviço, fato que limita o crescimento deste mercado (ZAMBON; LUNA, 2016). Se a responsabilidade pela destinação adequada do resíduo ou valorização fosse dos próprios geradores, a compostagem poderia constituir uma alternativa interessante, dado que seu custo de destinação é equivalente ou até inferior ao do aterro sanitário (ZAMBON; LUNA, 2016). O projeto Olimpo, por exemplo, cobra entre R\$120,00 e R\$170,00 por tonelada de resíduo recebido, a COMCAP cobra R\$100,00 por tonelada, enquanto o custo da tonelada enviada pela COMCAP ao aterro de Biguaçu gira em torno de R\$150,00 (para empresas privadas esse custo seria ainda maior).

Embora os resíduos de podas oriundos da limpeza dos parques da cidade sejam triturados e destinados às atividades de compostagem, esse montante corresponde a apenas 1,2% do total de resíduos gerados na cidade. Grande parte dos resíduos de jardins, por outro lado, acabam sendo coletados por meio da coleta convencional e são destinados aos aterros sanitários.

Este trabalho mostrou que, em outros países, principalmente nos Estados Unidos, a coleta seletiva de resíduos de jardins é uma prática comum e muitos estados proíbem o destino desses resíduos aos aterros sanitários. Esta seria uma alternativa para aumentar o percentual de resíduos orgânicos desviados dos aterros sanitários, já que a compostagem deste tipo de resíduos é muito mais simples e barata. Dependendo do conjunto das tecnologias adotado, a coleta seletiva de resíduos de jardins poderia ser realizada em conjunto com a coleta de resíduos alimentares, a exemplo do que acontece em algumas cidades da Alemanha, Estados Unidos e Austrália. Segundo Erik, gerente do departamento de valorização de resíduos da Comcap, a empresa têm consciência desse potencial desperdiçado e gostaria de poder disponibilizar um serviço de coleta de resíduos de podas e jardins aos seus residentes, no entanto, carece de recursos para isso.

Além do fomento às iniciativas de compostagem descentralizada e das mudanças na cobrança da taxa de coleta, é importante avaliar a viabilidade da adoção de outras tecnologias para o tratamento dos resíduos oriundos da coleta convencional. Em todos os estudos analisados neste trabalho, os aterros sanitários obtiveram o pior desempenho ambiental, sendo considerados menos benéficos que outras tecnologias, tais como a incineração para a produção de energia (WTE) e o tratamento mecânico biológico (TMB). O TMB, por sua vez, é preferível à incineração do ponto de vista ambiental e, além disso, apresenta custo mais baixo que o WTE. Outra vantagem do TMB é sua

possibilidade de construção de plantas por módulos, de forma que políticas de coleta seletiva de resíduos orgânicos podem ser adotadas em paralelo para, no futuro, destinar esses resíduos já separados na fonte diretamente para a etapa de tratamento biológico do TMB (compostagem ou biodigestão anaeróbica).

Descontos para residentes que realizam compostagem doméstica são adotados em diversas cidades com sistemas de gestão de resíduos de sucesso – Capannori, Vrhnika, Província de Treviso, Argentina – e consistem em uma alternativa para incentivar a redução de resíduos orgânicos coletados pela COMCAP, pois, de maneira geral, a população da cidade já mostra uma preocupação e certo engajamento com iniciativas deste tipo. Os dados obtidos nesta pesquisa mostram altos índices de compostagem de orgânicos mesmo sem qualquer política voltada à promoção destas atividades. Vale ressaltar que há necessidade de ações dos órgãos governamentais para dar suporte e viabilizar a expansão dos projetos de compostagem comunitária existentes. Alguns projetos tem sua continuidade ameaçada devido às dificuldades para remunerar a mão-de-obra necessária para a manutenção do sistema, como é o caso da Revolução dos Baldinhos. A falta de financiamento e de políticas de incentivos e apoio a este tipo de iniciativa limita o crescimento dos volumes processados e dificulta a profissionalização neste setor.

7.5. SUGESTÕES PARA A ELABORAÇÃO DE POLÍTICAS PARA O AUMENTO DO REAPROVEITAMENTO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS

Em Florianópolis, a compostagem descentralizada é a alternativa mais indicada para o tratamento dos resíduos orgânicos urbanos. Além das vantagens do ponto de vista ambiental, essa alternativa pode ser ainda mais vantajosa para áreas com menor concentração demográfica, já que limita o transporte de resíduos por longas distâncias. As longas distâncias percorridas para a disposição final ou tratamento dos resíduos orgânicos é um fator que contribui negativamente para o sistema, tanto em termos ambientais quanto financeiros. Além disso, Florianópolis, assim como várias cidades do Brasil, possui parques e/ou terrenos localizados próximos a áreas com grandes concentrações demográficas. Estas áreas podem ser utilizadas para realizar a compostagem descentralizada dos resíduos orgânicos urbanos, sendo o método UFSC altamente indicado para esses sistemas, já que vêm apresentando bons resultados quando utilizado em pequenas escalas no meio urbano. Outro ponto destacado por Platt e Goldstein (2014), e importante no contexto brasileiro, é o fato da compostagem descentralizada ter potencial em gerar mais empregos do que as outras alternativas.

No Brasil, principalmente no Norte e Nordeste, existem muitas cidades que ainda utilizam lixões e devem buscar alternativas adequadas, sendo os aterros sanitários a principal alternativa indicada. No entanto, em termos proporcionais à arrecadação dos municípios, os aterros sanitários podem chegar a ter um custo de manutenção até cinco vezes maior para municípios de pequeno porte quando comparados com municípios de grande porte (SENADO FEDERAL, [s.d.]). Além disso, 90% dos municípios brasileiros possuem menos de 50 mil habitantes e apenas 35 cidades têm mais de 1 milhão de habitantes (SENADO FEDERAL, [s.d.]), ou seja, a viabilidade de aterros sanitários em regiões com baixa concentração demográfica está condicionada à movimentação dos resíduos por longas distâncias (ex: pequenos municípios do interior da Amazônia ou Pará). Isso quer dizer que a disseminação de sistemas de compostagem descentralizados – além de ser uma solução mais efetiva e barata para o tratamento dos resíduos orgânicos neste contexto – poderia reduzir os volumes de resíduos enviados para lixões em até 50% ou os custos com o transporte de resíduos para aterros sanitários de até 50% dos resíduos nessas cidades, além de gerar renda para a economia local e incentivar a agricultura

local.

Siqueira (2014) realizou um levantamento de todas as instalações de compostagem do estado de São Paulo, e comprovou que sistemas centralizados apresentam mais problemas que aqueles descentralizados pois são mais onerosos e produzem um composto de baixa qualidade. Ainda segundo a autora, atividades descentralizadas são eficientes na tarefa de valorizar os resíduos e têm a vantagem de mobilizar e sensibilizar pessoas, pois estão baseados principalmente na mudança de paradigmas e em tecnologias sociais, não constituindo, simplesmente, obras de engenharia.

Embora devam ser priorizados, sistemas descentralizados de compostagem comunitária ou doméstica não são suficientes para tratar todos os resíduos orgânicos gerados nas cidades brasileiras. Por isso, recomenda-se também a regulamentação de empresas que possam realizar a compostagem descentralizada em pátios privados, quando a regulamentação para grandes geradores for possível.

Para locais em que a compostagem descentralizada não for viável ou não for suficiente para tratar a totalidade de resíduos gerados, sistemas de tratamento em larga escala devem priorizar sistemas de digestão anaeróbica. Esses sistemas podem ser implementados em conjunto com tecnologias TMB, permitindo que o sistema de coleta seletiva de resíduos orgânicos seja implementado e aperfeiçoado por etapas. A preferência pela digestão anaeróbica quando comparada à compostagem para o tratamento de resíduos orgânicos urbanos em larga escala está relacionada com o fato de, historicamente, diversas experiências de compostagem em larga obtiveram compostos de baixa qualidade e também devido à biodigestão oferecer maiores benefícios ambientais, conforme indicado por alguns estudos. No entanto, não se pode afirmar que a compostagem em larga escala é inviável, já que a cidade de São Francisco consegue atingir excelentes resultados com esta atividade.

Além da possibilidade de ser realizada em conjunto com sistemas de coleta seletiva de resíduos orgânicos, as instalações TMB possibilitam recuperar mais valor dos resíduos do que as instalações WTE. Além dos resíduos orgânicos possuírem um baixo poder calorífico, os componentes do RSU responsáveis por gerar mais energia são justamente os recicláveis, como o plástico. A tecnologia WTE é aceitável para países com alta composição de resíduos com alto poder calorífico em seus RSU, mas para países subdesenvolvidos com altos percentuais de orgânicos em sua composição como Brasil e Índia, essa tecnologia não parece viável. Outro ponto negativo do WTE são os altos

investimentos necessários, o que aumenta a relação da viabilidade deste tipo de tecnologia com o tratamento em largas escalas. Conforme destacado pela Zero Waste Europe (2016), o tratamento via WTE em largas escalas pode criar obstáculos para políticas de redução e desvio de materiais para a reciclagem, a exemplo do que vêm acontecendo no norte da Europa. A Zero Waste Europe (2016) ressalta que se apenas os resíduos que não puderem ser reciclados nem compostados forem tratados via *waste-to-energy*, o investimento nessa tecnologia não se justificaria, pois essa parcela é muito pequena, variando entre 5-20%.

Além disso, quando viável, recomenda-se a recuperação energética dos gases gerados nos aterros sanitários. Conforme comprovado em diversos estudos, a recuperação energética do biogás dos aterros sanitários diminui seus impactos ambientais.

8. CONCLUSÃO

Embora a PNRS tenha entrado em vigor em 2010, as iniciativas para desviar os resíduos orgânicos dos aterros sanitários ainda são incipientes no Brasil. Florianópolis, embora ainda não tenha realizado seu plano de gestão de resíduos para cumprir as metas da PNRS, vem apresentando uma diversidade de iniciativas de compostagem de resíduos orgânicos.

Com o objetivo de compreender o cenário da cidade de Florianópolis, bem como fornecer subsídios para que iniciativas possam surgir em outros municípios brasileiros, este trabalho buscou caracterizar a gestão de resíduos orgânicos urbanos da cidade de Florianópolis. Os resultados, embora baseados no cenário local da cidade, podem ser úteis para o direcionamento de políticas públicas, tanto para Florianópolis quanto para outras cidades do Brasil.

Para caracterizar o sistema de gestão de resíduos da cidade de Florianópolis, foi necessário identificar e caracterizar as tecnologias disponíveis para o tratamento dos resíduos orgânicos urbanos, bem como identificar aspectos relevantes que afetam o seu desempenho, com base em experiências em outros países do mundo. Visitas a instalações de compostagem em Florianópolis e entrevistas com profissionais da área também auxiliaram a caracterização da realidade local.

Constatou-se que as iniciativas de compostagem de Florianópolis são responsáveis pelo desvio de aterros de pelo menos 6% dos resíduos orgânicos urbanos gerados na cidade. Também foi possível concluir que a expansão destas iniciativas depende de políticas públicas e de legislações específicas, inclusive com mudanças dos modelos de tarifação adotados atualmente, visando o incentivo à compostagem.

Os resultados também indicam que as tecnologias que recuperam maior valor dos resíduos orgânicos são a compostagem e a digestão anaeróbica. No entanto, para obterem bons rendimentos, essas tecnologias necessitam da separação na fonte dos resíduos, o que exige uma mudança no sistema de coleta realizado. Tecnologias como o tratamento mecânico biológico (TMB) e o *waste-to-energy* (WTE), embora não necessitem de mudanças no sistema de coleta dos resíduos, possuem custos maiores e não recuperam o mesmo valor dos resíduos.

Este trabalho aponta a compostagem descentralizada como a principal alternativa para a gestão dos resíduos orgânicos urbanos em Florianópolis e, possivelmente, para a maioria das cidades brasileiras. O método de leiras estáticas com aeração passiva (Método UFSC), além de possuir um baixo custo e ser relativamente fácil de ser implementado,

vêm trazendo excelentes resultados nas iniciativas de compostagem da cidade. O fomento às iniciativas de compostagem descentralizada pode ser realizado tanto por meio políticas de incentivo à compostagem doméstica quanto pela criação de projetos de compostagem comunitária. Estes tipos de soluções apresentam baixos custos, envolvem a comunidade e incentivam as iniciativas de agricultura urbana.

A regulamentação de grandes geradores comerciais também poderia trazer melhorias ao sistema de gestão de resíduos urbanos. Em muitos locais, a responsabilidade pela coleta de grandes geradores comerciais não é da prefeitura, o que faz com que esses estabelecimentos sejam responsáveis pelo tratamento do seu próprio resíduo e abre um mercado para empresas de gestão de resíduos, o que inclui empresas de compostagem (a compostagem pode ser uma alternativa similar ao aterro em termos de custos). A introdução de sistemas de cobrança da taxa de resíduos que levem em consideração as quantidades de resíduos geradas podem incentivar a redução dos volumes gerados e a participação, tanto de residentes, quanto de estabelecimentos comerciais, em programas comunitários.

Para que altos índices de valorização dos resíduos orgânicos sejam atingidos, além do fomento à compostagem descentralizada, é necessária a implantação de sistemas de coleta seletiva para os resíduos orgânicos e também a adoção de tecnologias para o tratamento dos resíduos oriundos da coleta convencional.

8.1. PESQUISAS FUTURAS

Este trabalho permitiu caracterizar a gestão de resíduos orgânicos urbanos de Florianópolis, bem como avaliar as soluções adotadas atualmente. No entanto, alguns questionamentos que se apresentaram não puderam ser respondidos, tendo em vista as limitações inerentes a pesquisa.

O reaproveitamento dos resíduos orgânicos está associado aos resíduos alimentares, no entanto, as podas de jardins são abundantes no Brasil. Em outros países, o tratamento deste tipo de material é, muitas vezes, obrigatório, o que permite a compostagem de significativos volumes de podas a custos mais baixos que outros materiais. Pesquisas futuras poderiam tratar da análise da viabilidade econômica e ambiental da compostagem desses resíduos.

A valorização da matéria orgânica presente nos resíduos urbanos em Florianópolis está relacionada ao sucesso dos programas de compostagem, tanto comunitários quanto realizados por empresas

privadas ou outras entidades. Um componente importante para se viabilizar a operação destes projetos diz respeito à comercialização do composto produzido. Vale ressaltar que a qualidade do composto depende do método de compostagem adotado e do grau de segregação dos resíduos utilizados no processo, bem como de outros fatores, os quais poderiam ser objeto de análises para definir diretrizes visando à regulamentação dos compostos produzidos a partir de resíduos urbanos. A regulamentação das instalações de compostagem é outro tema que merece destaque e constitui tema de estudos futuros.

Para o caso da cidade de Florianópolis, a viabilidade de um projeto “Composta Floripa” que vise incentivar a compostagem doméstica, de maneira similar ao movimento Composta São Paulo, poderia ser estudada.

Os resultados das LCA’s comparando tecnologias de gestão de resíduos orgânicos urbanos podem variar dependendo do cenário utilizado. Fatores como a energia utilizada na região e características dos resíduos tratados podem influenciar os resultados. Por isso, estudos de *life cycle analysis* (LCA) comparando biodigestão anaeróbica, WTE e compostagem (descentralizada e em larga escala) para o cenário de diferentes cidades e regiões brasileiras são importantes.

Estudos de viabilidade econômica da construção de instalações de biodigestão anaeróbica e de compostagem em larga escala também são importantes. Embora mais indicadas para o tratamento dos resíduos orgânicos urbanos em larga escala, instalações de digestão anaeróbica custam mais caro e possuem rendimentos diferentes dependendo dos resíduos utilizados. Devido ao seu alto investimento, o estudo da viabilidade econômica destas instalações para o cenário brasileiro se julga importante.

Por fim, a diversidade de políticas adotadas para promover a valorização dos resíduos orgânicos – modelos distintos de cobrança da taxa dos resíduos, existência de incentivos à compostagem doméstica – é largamente discutida na literatura mas, análises de correlação destas variáveis e os resultados obtidos, em termos de percentual de resíduos orgânicos urbanos processados são escassos. Este tipo de análise poderia auxiliar o entendimento destas relações. Da mesma forma, variáveis relacionadas ao clima, IDH, disponibilidade de área e características culturais dos países, também poderiam ser analisadas.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE. **Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos**, 2012. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/arquivos/atlas_portugues_2013.pdf>
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil** São Paulo, 2014. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>>
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2015**, 2016. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>>
- ACATS. **Projeto social Olimpo se integra ao Programa Lixo Zero 2020**. Disponível em: <<http://www.acats.com.br/acatsnovo/index.php/imprensa/arquivo-destaques/395-projeto-social-olimp-se-integra-ao-programa-lixo-zero-2020>>. Acesso em: 20 jan. 2016.
- ALEKSIC, D. **Municipal waste management in Slovenia**, 2013.
- ALEXANDRINO, A. M. et al. Aproveitamento do resíduo de laranja para a produção de enzimas lignocelulolíticas por *Pleurotus ostreatus* (Jack:Fr). **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 27, n. 2, p. 364–368, 2007.
- ALMASI, A. M.; MILLIOS, L. Municipal waste management in Spain. **Etc/Scp**, n. February, 2013.
- ANDA. **Principais Indicadores do setor de Fertilizantes**. Disponível em: <http://www.anda.org.br/estatistica/Principais_Indicadores_2015.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2015.
- ANDERSEN, J. K. et al. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. **Waste Management**, v. 32, n. 1, p. 31–40, 2012.
- ANTONIO, M. et al. **Biodigestores rurais no contexto da atual crise de energia elétrica brasileira e na perspectiva da sustentabilidade ambiental**. Proceedings of the 4th Encontro de Energia no Meio Rural. **Anais...** Campinas: 2002 Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC0000000022002000100030&lng=en&nrm=iso>
- AQUINO, I. F. DE; CASTILHO JR., A. B. DE; PIRES, T. S. D. L. A organização em rede dos catadores de materiais recicláveis na cadeia produtiva reversa de pós-consumo da região da grande Florianópolis: uma alternativa de agregação de valor. **Gestão & Produção**, v. 16, n. 1, p. 15–24, 2009.
- ASSAMOI, B.; LAWRYSHYN, Y. The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. **Waste**

Management, v. 32, n. 5, p. 1019–1030, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. ABNT, 1992.

ATLAS BRASIL. **Ranking - Todo Brasil**. Disponível em: <<http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/ranking>>. Acesso em: 2 nov. 2017.

AUSTRALIAN GOVERNMENT. **National Waste Reporting 2013 - Overview - Australia's Waste and Resource Recovery Infrastructure**, 2013a.

AUSTRALIAN GOVERNMENT. **National Waste Reporting 2013 - Factsheet - Australia's Waste Management and Resource Recovery Infrastructure**, 2013b.

AUSTRALIAN GOVERNMENT. **National Waste Reporting 2013 - Factsheet - Food Waste**, 2013c. Disponível em: <<http://www.environment.gov.au/resource/national-waste-reporting-downloads>>

AUSTRALIAN GOVERNMENT. **About the National Waste Policy**. Disponível em: <<https://www.environment.gov.au/protection/national-waste-policy/about>>.

AUSTRALIAN GOVERNMENT. **Working Together to Reduce Foodwaste in Australia**. Disponível em: <<https://www.environment.gov.au/protection/national-waste-policy/food-waste>>.

AUSTRALIAN GOVERNMENT. **How food waste is managed in Australia**, 2016c. Disponível em: <http://www.environment.gov.au/system/files/resources/b534c4ca-341c-4d4d-9bee-774a46d306ee/files/infographic-how-food-waste-managed-australia_1.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2017

BAGNATI, M.; GARCIA, E.; SOUZA, J. VI. **Dados gerais Comcap** Florianópolis, 2015.

BAKAS, I. Municipal waste management in Portugal. n. February, 2013.

BALKAN, E. The dirt truth about China's incinerators. **The Guardian**, 2012.

BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L.; DA SILVA, T. R. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. **Energy Policy**, v. 65, p. 150–164, 2014.

BIRGITTE KJAER. Municipal waste management in Denmark. n. February, p. 16, 2013.

BLENGINI, G. A. Using LCA to evaluate impacts and resources

conservation potential of composting: A case study of the Asti District in Italy. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 12, p. 1373–1381, 2008.

BOVEA, M. D. et al. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. **Waste Management**, v. 30, n. 11, p. 2383–2395, 2010.

BOYER, M. A. **San Francisco's trash inspectors get up earlier than we do**. Disponível em: <<http://www.citylab.com/politics/2013/04/san-franciscos-trash-inspectors-get-earlier-you-do/5191/>>. Acesso em: 1 jan. 2017.

BRASIL. **Lei nº12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010**. Brasília, 2010.

CAMARA DOS DEPUTADOS. **PROJETO DE LEI N.º 5.739, DE 2016**. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra;jsessionid=CF8F94EBCAB62D5EE9F5BC5B5D314197.proposicoesWeb1?codeor=1478077&filename=Avulso+-PL+5739/2016>. Acesso em: 1 abr. 2017.

CAMPBELL, A. **Organics recycling in Australia**, 2012.

CEPAGRO. **Historico Cepagro**. Disponível em: <<https://cepagroagroecologia.wordpress.com/historico/>>. Acesso em: 28 dez. 2015.

CEPAGRO. **O passo-a-passo de uma revolução - Compostagem e agricultura urbana na gestão comunitária de resíduos orgânicos** Florianópolis, 2016.

CEPEA. **Pib do Agronegócio - Dados de 1994 a 2013**. Disponível em: <<http://cepea.esalq.usp.br/pib/>>. Acesso em: 15 nov. 2015.

CERVI, R. G.; ESPERANCINI, M. S. T.; BUENO, O. D. C. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suínica para geração de energia elétrica. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 5, p. 831–844, 2010.

CHATTOPADHYAY, S.; DUTTA, A.; RAY, S. Municipal solid waste management in Kolkata, India - A review. **Waste Management**, v. 29, n. 4, p. 1449–1458, 2009.

CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. **Energy**, v. 34, n. 12, p. 2116–2123, 2009.

CHIV, S. **Information**, 2016.

CITY OF SAN FRANCISCO. Mandatory Recycling and Composting Ordinance. n. 415, p. 3700, 2009.

COMCAP. **Relatório da AdministraçãoCOMCAP**, 2014. Disponível em:

<http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/documentos/pdf/14_05_2015_14.52.49.12ad5395b139be6ad6a46954a77b0f78.pdf>

COMCAP. **Relatório de Administração e Demonstrações Contábeis**, 2015.

COMMONWEALTH OF MASSACHUSETTS. **Commercial Food Waste Disposal Ban**. Disponível em: <<http://www.mass.gov/eea/agencies/massdep/recycle/reduce/food-waste-ban.html>>.

COMPOSTA SAO PAULO. **Movimento Composta São Paulo**. Disponível em: <<https://compostasaopaulo.moradadafloresta.eco.br>>.

COMPOSTING REVOLUTION. **Start a composting revolution in your LGA**, 2017a. Disponível em: <<http://compostrevolution.com.au/councils/?language=it>>

COMPOSTING REVOLUTION. **About the composting revolution**, 2017b. Disponível em: <<http://compostrevolution.com.au/about/>>

DAJIAN, Z. Contrary to European policy, the Chinese version of the circular economy takes a top-down approach and uses command-control instruments rather than market-based ones. In: **Circular Economy - Scaling up Best Practices Worldwide**. Brussels: Friends of Europe, 2014. p. 29.

DUTRA, E. D.; MENEZES, R. S. C.; PRIMO, D. C. Aproveitamento de biomassa residual agrícola para produção de compostos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciencias Agrarias**, v. 7, n. 3, p. 465–472, 2012.

ECOMAINE. **Waste-to-energy Plant**. Disponível em: <<http://www.ecomaine.org/our-facility/waste-to-energy-plant/>>. Acesso em: 4 abr. 2017.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Towards the Circular Economy: Opportunities for the consumer goods sector. p. 1–112, 2013a.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Towards the Circular Economy: Economic and business rationale for an accelerated transition. **Journal of Industrial Ecology**, v. 1, n. 1, p. 4–8, 2013b.

EPA. **Our mission and what we do**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/aboutepa/our-mission-and-what-we-do>>. Acesso em: 1 jan. 2017a.

EPA. **Sustainable Management of food**, 2016b. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sustainable-management-food/industrial-uses-wasted-food>>

EPE. **Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande**, MSRio de JaneiroMinistério de Minas e Energia, , 2008.

Disponível em: <[http://www.epe.gov.br/mercado/Documents/S?rie Estudos de Energia/20081208_1.pdf](http://www.epe.gov.br/mercado/Documents/S?rie%20Estudos%20de%20Energia/20081208_1.pdf)>

EUROPEAN COMMISSION. Communication from the commission to the european parliament, the council, the european economic and social committee and the committee of the regions. 2015.

EUROPEAN COMMISSION. **Biodegradable waste**. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/>>. Acesso em: 1 jan. 2017a.

EUROPEAN COMMISSION. **Waste**. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/waste/index.htm>>. Acesso em: 1 jan. 2017b.

EUROPEAN COMMISSION. **Circular Economy Strategy**. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm>.

EUROPEAN COMMISSION. **Renewable Energy - moving towards a low carbon economy**. Disponível em: <<https://ec.europa.eu/energy/en/topics/renewable-energy>>. Acesso em: 1 jan. 2017b.

EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION. **DIRECTIVE 2009/28/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL**. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A32009L0028>>.

EUROSTAT. Municipal waste generation and treatment, by type of treatment method. 2015.

FERNANDES, A. C.; LOPES, C. J. C. P. **Tratamento de efluentes em indústrias frigoríficas por processos de anaerobiose, utilizando reatores compartimentados em forma de lagoas**. [s.l.] Univeridade Estadual de Goiás, 2008.

FERRARIS, M.; PALEARI, S. Municipal waste management in Italy. n. February, p. 16, 2013.

FERREIRA-LEITAO, V. et al. Biomass residues in Brazil: Availability and potential uses. **Waste and Biomass Valorization**, v. 1, n. 1, p. 65–76, 2010.

FINNVEDEN, G.; JOHANSSON, J.; LIND, P. Life cycle assessment of energy from solid waste--part 1: general methodology and results. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 3, p. 213–229, 2005.

FOLHA DE SÃO PAULO. **Após um ano, compostagem de orgânicos atinge 50 feiras livres em SP**. Disponível em: <<http://www1.folha.uol.com.br/colunas/maragama/2016/10/1822686-apos-um-ano-compostagem-de-organicos-atinge-50-feiras-livres-em-sp.shtml>>.

FOODBANK. **What is Foodbank ?** Disponível em: <<https://www.foodbank.org.au/about-us/what-is-foodbank/>>. Acesso em: 12 jan. 2017a.

FOODBANK. **How we work.** Disponível em: <<http://www.foodbank.org.au/about-us/how-we-work/>>. Acesso em: 12 jan. 2017b.

FRÉSCA, F. R. C. Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos, SP, a partir da caracterização física. p. 1–134, 2007.

FRIENDS OF EARTH. Briefing Anaerobic digestion. n. September, p. 1–7, 2007.

FRIENDS OF THE EARTH. Mechanical and Biological Treatment (MBT). n. September, p. 8, 2008.

GHISELLINI, P.; CIALANI, C.; ULGIATI, S. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. **Journal of Cleaner Production**, 2015.

GRANATO, E. F. **Geração de energia através da biodigestão anaeróbica da vinhaça**. [s.l.] Universidade Estadual Paulista, 2003.

GUERRERO, L. A.; MAAS, G.; HOGLAND, W. Solid waste management challenges for cities in developing countries. **Waste Management**, v. 33, n. 1, p. 220–232, 2013.

HONG, J.; LI, X.; ZHAOJIE, C. Life cycle assessment of four municipal solid waste management scenarios in China. **Waste Management**, v. 30, n. 11, p. 2362–2369, 2010.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. What a waste: A Global Review of Solid Waste Management. p. 116, 2013.

HOORNWEG, D.; OTTEN, L. Composting and Its Applicability in Developing Countries. **World**, v. 6, n. 1, p. 2010–2010, 1999.

IBGE. **Santa Catarina - Florianópolis - Índice de desenvolvimento humano municipal**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?codmun=420540&idtema=118&search=santa-catarina%7Cflorianopolis%7Cmunicipal-human-development-index-mhdi-&lang=>>>. Acesso em: 2 jul. 2017a.

IBGE. **Santa Catarina - Florianópolis**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=420540>>. Acesso em: 2 nov. 2017b.

ICLEI. **Manual para Aproveitamento de BiogásGovernos Locais pela Sustentabilidade**, 2009.

ILSR. **Vermont - Universal Recycling Law**, 2016. Disponível em:

<<https://ilsr.org/rule/food-scrap-ban/vermont-organics-recovery/>>

INACIO, C. DE T.; MILLER, P. R. M. **Compostagem: Ciência prática para a gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009.

IPCC. **Waste generation and composition**. [s.l: s.n.]. v. 5

IPCC. Biological treatment of solid Waste. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, p. 8, 2006b.

IPCC. **Waste management**. [s.l: s.n.]. v. 31

IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos Diagnóstico dos Resíduos** Brasília, 2012a.

IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvopastoril e Agroindústrias Associadas**, 2012b.

ISWA. **Waste Atlas**. Disponível em: <<http://www.atlas.d-waste.com>>. Acesso em: 29 mar. 2017.

JESWANI, H. K.; AZAPAGIC, A. Assessing the environmental sustainability of energy recovery from municipal solid waste in the UK. **Waste management (New York, N.Y.)**, v. 50, p. 346–363, 2016.

JUNGES, D. M. et al. Análise econômico-financeira da implantação do sistema de biodigestores no Município de. **Revista de Economia**, v. 35, n. 1, p. 7–30, 2009.

KREW, E. **Organic waste Treatment technologies** ISWA, , 2010. Disponível em: <http://www.iswa.org/uploads/tx_iswaknowledgebase/btw_2010_1.pdf>

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5485–5489, 2009.

LANZA, V. C. V.; CARVALHO, A. L. DE. **Orientações básicas para operação de aterro sanitário** Fundação Estadual de Meio Ambiente Belo Horizonte, 2006, 2006.

LEHMANN, S. Optimizing Urban Material Flows and Waste Streams in Urban Development through Principles of Zero Waste and Sustainable Consumption. **Sustainability**, v. 3, n. 12, p. 155–183, 2011.

LEIS MUNICIPAIS. **LEI Nº 9950, DE 28 DE FEVEREIRO DE 2012**. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sorocaba/lei-ordinaria/2012/995/9950/lei-ordinaria-n-9950-2012-dispoe-sobre-o-destino-dos-residuos-de-poda-e-corte-de-arvores-em-areas-publicas-do-municipio-de-sorocaba-e-da-outras-providencias>>. Acesso em: 4 abr. 2017.

LIMA, J. S.; QUEIROZ, J. E. G.; FREITAS, H. B. Effect of selected and non-selected urban waste compost on the initial growth of corn. **Resources**,

Conservation and Recycling, v. 42, n. 4, p. 309–315, 2004.

LOMBARDI, L.; CARNEVALE, E.; CORTI, A. A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste. **Waste Management**, v. 37, p. 26–44, 2015.

LUNDIE, S.; PETERS, G. M. Life cycle assessment of food waste management options. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 3, p. 275–286, 2005.

MARCHETTINI, N.; RIDOLFI, R.; RUSTICI, M. An environmental analysis for comparing waste management options and strategies. **Waste Management**, v. 27, n. 4, p. 562–571, 2007.

MARTINS, E. R. DE J. **Relatório gerencial departamento técnico de valorização de resíduos**. Florianópolis: [s.n.].

MARTINS, F.; OLIVEIRA, P. Análise econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás na suinicultura. p. 477–486, 2011.

MASSUKADO, L. M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2008.

MCDONOUGH, W.; BRAUNGART, M. **Cradle to Cradle: Remaking the way we make things**. 1. ed. New York: North Point Press, 2002.

MILIOS, L. Municipal waste management in Sweden. **Etc/Scp**, n. February, p. 17, 2013a.

MILIOS, L. Municipal waste management in the Netherlands. **European Environment Agency**, v. etc/scp, n. February, 2013b.

MINISTERIO DAS CIDADES. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos** Brasília, 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/instrumentos-da-politica-de-residuos/planos-municipais-de-gestao-integrada-de-residuos-solidos>>. Acesso em: 3 mar. 2017.

MONTAGNANA, M. et al. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 87, p. 8–20, 2014.

MORRIS, J. et al. What is the best disposal option for the “ Leftovers ” on the way to Zero Waste ? [s.d.].

NARAYANA, T. Municipal solid waste management in India: From waste disposal to recovery of resources? **Waste Management**, v. 29, n. 3, p. 1163–1166, 2009.

PADILHA, A. C. M. et al. Impactos Ambientais- Perdigao.Pdf. p. 1–15, 2005.

PEACE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of Natural Resources and the Environment**. 3. ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1990.

PEIXE, M.; HACK, M. B. **Compostagem como método adequado ao tratamento dos resíduos sólidos urbanos: Experiência do Município de Florianópolis**, 2014.

PELLEGRINI, M. C. CANA NO PARQUE ENERGÉTICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2002.

PEREIRA, H. et al. As atividades da logística reversa e a cadeia de suprimentos do papel para embalagem. **ENGEMA**, 2014.

PLANET ARK. **Recycling Service Accessibility**. Disponível em: <<http://recyclingnearyou.com.au/documents/doc-831-rny-council-services-thresholds-2012-07-24.pdf>>.

PLATT, B. B.; BELL, B.; HARSH, C. **Pay Dirt - Composting in Maryland to reduce waste, create jobs and protect the bay**. Disponível em: <<http://ilsr.org/wp-content/uploads/2013/05/ILSR-Pay-Dirt-Report-05-11-13.pdf>>.

PLATT, B.; GOLDSTEIN, N. **State of composting in the U.S.**Institute for Local Self-Reliance, 2014.

POLPRASERT, C. **Organic Waste Recycling - Technology and Management**, 2007.

PREFEITURA DE FLORIANÓPOLIS. **Dúvidas Gerais**. Disponível em: <<http://www.pmf.sc.gov.br/sites/iptu/index.php?cms=duvidas+gerais>>. Acesso em: 1 set. 2016.

PREFEITURA DE PORTO ALEGRE. **Triagem e Compostagem**. Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmlu/default.php?p_secao=114>. Acesso em: 3 abr. 2017.

PREFEITURA DE PORTO ALEGRE. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Porto Alegre: [s.n.].

PREFEITURA DE SÃO PAULO. **São Paulo vence Prêmio Mayors Challenge 2016, da Bloomberg Philanthropies**. Disponível em: <<http://capital.sp.gov.br/noticia/sao-paulo-recebe-premio-mayors-challenge-2016-da-bloomberg-philanthropies>>.

PREFEITURA DO MUNICIPIO DE PIRACICABA. **Piracicaba sai na frente na instalação da Usina de Tratamento de Resíduos Sólidos**. Disponível em:

<<http://www.piracicaba.sp.gov.br/piracicaba+sai+na+frente+com+a+instalacao+da+usina+de+tratamento+de+residuos+solidos.aspx>>. Acesso em: 4 abr. 2017.

RECOLOGY. **New 2013 - 2014 Rates**. Disponível em: <<http://www.sunsetscavenger.com/index.php/for-homes/residential-rates#discounted-mini-can-rates>>.

REICHEL, A.; MILIOS, L. Municipal waste management in Germany. **Etc/Scp**, n. February, p. 1–11, 2013.

REZENDE, J. H. et al. Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 1–8, 2013.

RIGAMONTI, L. Municipal Solid Waste Management in Italy. p. 1–11, 2006.

SECRETARIA ESPECIAL DE COMUNICAÇÃO. **Prefeitura inaugura central de compostagem para reciclar resíduos das feiras livres**. Disponível em: <<http://capital.sp.gov.br/noticia/prefeitura-inaugura-central-de-compostagem-para>>.

SENA JR., D. G. et al. BROADCAST AND BAND APPLICATION OF POULTRY LITTER ON SOYBEAN CROP APLICAÇÃO DE CAMA DE AVES A LANÇO E NO SULCO NA CULTURA DA. **Biosci. J.**, v. 30, n. 2, p. 811–818, 2014.

SENADO FEDERAL. **Discussão**. Disponível em: <<http://www.senado.gov.br/noticias/jornal/emdiscussao/residuos-solidos/materia.html?materia=na-pratica-a-historia-e-outra.html&>>. Acesso em: 3 mar. 2017.

SF ENVIRONMENT. **Recycling and Composting in San Francisco - FAQs (Frequently asked questions)**. Disponível em: <<https://sfenvironment.org/es/article/recycling-and-composting-in-san-francisco-faqs-frequently-asked-questions>>. Acesso em: 1 jan. 2017a.

SF ENVIRONMENT. **Now that single-use plastic bags are banned, what should I use to line my bins?** Disponível em: <<https://sfenvironment.org/solution/now-that-singleuse-plastic-bags-are-banned-what-should-i-use-to-line-my-bins>>. Acesso em: 1 jan. 2017b.

SF ENVIRONMENT. **Zero Waste - Frequently asked questions (FAQs)**. Disponível em: <<https://sfenvironment.org/article/zero-waste-frequently-asked-questions-faqs>>. Acesso em: 1 jan. 2017c.

SHARHOLY, M. et al. Municipal solid waste management in Indian cities - A review. **Waste Management**, v. 28, n. 2, p. 459–467, 2008.

SHUKLA, P. V; BHALERAO, T. S.; INGLE, S. T. Effect of Seasonal Variation on Biogas Production from Different Food Waste. **Journal of**

Pure and Applied Microbiology, v. 4, n. 1, p. 333–337, 2010.

SILVA, E. L. DA; MENEZES, E. M. **Metodologia de Pesquisa e Elaboração de Dissertação**. 4. ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

SILVA, N. P. DA; FRANCISCO, A. C. DE. Geração de energia elétrica a partir de dejetos suínos: um estudo de caso em uma propriedade rural na região oeste do estado do Paraná. **Nucleus**, v. 7, n. 2, p. 65–82, 2010.

SIMON, J. M. Case Study #4 the Story of Contarina. **Zerowaste Europe**, p. 1–9, 2015.

STATISTA. **Primary energy consumption in China in 2010 to 2015, by fuel type (in million tons oil equivalent)**. Disponível em: <<https://www.statista.com/statistics/265612/primary-energy-consumption-in-china-by-fuel-type-in-oil-equivalent/>>. Acesso em: 4 abr. 2017.

SUSTAINABLE QUEENSLAND. **State of the waste 2016**. Disponível em: <<http://sustainablequeensland.info/state-waste-2016/>>. Acesso em: 1 jan. 2017.

TALYAN, V.; DAHIYA, R. P.; SREEKRISHNAN, T. R. State of municipal solid waste management in Delhi, the capital of India. **Waste Management**, v. 28, n. 7, p. 1276–1287, 2008.

UMWEALTH BUNDESAMT. **Organic-waste treatment**. Disponível em: <<http://www.umweltbundesamt.de/en/topics/waste-resources/waste-disposal/organic-waste-treatment#textpart-1>>. Acesso em: 3 mar. 2017.

USEPA. **Composting Yard and Municipal Solid Waste**. Lancaster, Pennsylvania: Technomic, [s.d.].

USEPA. **Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2012** US Environmental Protection Agency. [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.epa.gov/wastes>.

VAN VLIET, A. Case study #1 the story of Capannori. **Zero Waste Europe**, 2013.

VILET, A. VAN. Case study #2 The story of Argenton. **Zerowaste Europe**, p. 1–9, 2014.

VLIET, A. VAN. Case Study #3 Vrhnika Slovenian Trailblazers. **Zerowaste Europe**, 2014.

WATSON, D. Municipal waste management in the United Kingdom. **Etc/Scp**, n. February, 2013.

WELIVITA, I.; WATTAGE, P.; GUNAWARDENA, P. Review of household solid waste charges for developing countries – A focus on quantity-based charge methods. **Waste Management**, v. 46, p. 637–645, 2015.

WORLD BANK. Waste Management in China: Issues and Recommendations. n. 9, 2005.

XU, B. **MSW-Source separated collection in China** Shanghai Environmental Sanitation Engineering Design Institute, , 2012. Disponível em: <[http://www.iswa.org/media/publications/knowledgebase/?tx_iswaknowledgebase_filter%5Bcategories%5D=all&tx_iswaknowledgebase_filter%5Bmaincategories%5D=0%2C1&tx_iswaknowledgebase_searchbox%5Bsearchphrase%5D=MSW source separated collection in China&tx_iswak](http://www.iswa.org/media/publications/knowledgebase/?tx_iswaknowledgebase_filter%5Bcategories%5D=all&tx_iswaknowledgebase_filter%5Bmaincategories%5D=0%2C1&tx_iswaknowledgebase_searchbox%5Bsearchphrase%5D=MSW+source+separated+collection+in+China&tx_iswak)>

ZAMBON, M. M.; LUNA, M. M. M. **Resíduos orgânicos urbanos: um olhar sobre florianopolis**. ENGEMA - Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente. **Anais...** São Paulo: 2016 Disponível em: <<http://engemausp.submissao.com.br/18/anais/arquivos/167.pdf>>

ZERO WASTE EUROPE. Closing the loop of materials, phasing out toxics & emissions. 2014.

ZERO WASTE EUROPE. **Harmful subsidies to waste-to-energy incineration**, 2016.

ZERO WASTE EUROPE. **The story of Denmark transition from incineration to zero waste**. Disponível em: <<https://www.zerowasteurope.eu/2014/01/the-story-of-denmarks-transition-from-incineration-to-zero-waste/>>. Acesso em: 2 fev. 2017a.

ZERO WASTE EUROPE. **Mechanical Biological Treatment (MBT) & Zero Waste**. Disponível em: <<https://www.zerowasteurope.eu/2011/09/mechanical-biological-treatment-mbt-zero-waste/>>. Acesso em: 2 fev. 2017b.

ZHANG, D. Q.; TAN, S. K.; GERSBERG, R. M. Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 8, p. 1623–1633, 2010.

ZHAO, X. et al. Economic analysis of waste-to-energy industry in China. **Waste Management**, v. 48, p. 604–618, 2016.